

Titre: Etude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA
Title: recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA

Auteur: Mostafa Aachib
Author:

Date: 1997

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Aachib, M. (1997). Etude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/6777/>

Document en libre accès dans PolyPublie Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/6777/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Michel Aubertin, & Robert P. Chapuis
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉTUDE EN LABORATOIRE DE LA PERFORMANCE
DES BARRIÈRES DE RECOUVREMENT CONSTITUÉES
DE REJETS MINIERS POUR LIMITER LE DMA

MOSTAFA AACHIB
DÉPARTEMENT DE GÉNIE MINÉRAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR (Ph.D.)
(GÉNIE MINÉRAL)
AVRIL 1997



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-32982-8

Canadä

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

ÉTUDE EN LABORATOIRE DE LA PERFORMANCE
DES BARRIÈRES DE RECOUVREMENT CONSTITUÉES
DE REJETS MINIERS POUR LIMITER LE DMA

présentée par: AACHIB Mostafa

en vue de l'obtention du diplôme de: Philosophiae Doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

M. MARCOTTE Denis, Ph.D., président

M. AUBERTIN Michel, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. CHAPUIS Robert P., D.Sc.A., membre et codirecteur de recherche

M. BERNIER Louis, Ph.D., membre

M. LEFEBVRE René, Ph.D., membre

*À mes parents,
à ma famille,
à mes amis.*

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de thèse, Monsieur Michel Aubertin, ainsi que mon codirecteur Monsieur Robert Chapuis, pour le soutien constant qu'ils m'ont apporté et leurs conseils judicieux tout au long de mes travaux de recherche.

Je remercie également les membres de mon jury, Messieurs Denis Marcotte, Louis Bernier et René Lefebvre, pour leurs commentaires pertinents et constructifs.

J'aimerais aussi remercier le Ministère des Ressources Naturelles (MRNQ), le CANMET et les compagnies Itec Mineral et Minerais Lac Inc., pour le support financier fourni par le biais du programme NEDEM/MEND.

Mes remerciements vont également aux techniciens Antonio Gatien, du laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier, Christian Dallaire, du laboratoire de géochimie analytique et Marcel Dugal, du laboratoire de chimie de l'environnement, pour leur aide précieuse.

Je tiens aussi à remercier le personnel du département de génie minéral, et en particulier Lucette De Gagné, Madeleine Guillemette et Line Parisien, pour leurs précieux services.

Enfin un gros merci et une extrême gratitude à ma famille pour leur soutien moral et leur patience, et à tous mes amis pour leurs encouragements soutenus.

RÉSUMÉ

Le drainage minier acide (DMA) constitue l'un des problèmes environnementaux les plus importants pour l'industrie minière canadienne. Ce problème est également présent dans de nombreux autres pays, comme le démontre l'intérêt international soulevé au cours des dernières années. Pour contrôler la production de DMA à partir de rejets miniers réactifs, un nombre limité de solutions existent. Parmi celles-ci, l'utilisation de « barrières sèches » placées au-dessus des rejets constitue souvent la seule technique envisageable. Plusieurs des travaux de recherche menés à l'École Polytechnique, au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier du département de génie minéral, sont orientés vers l'utilisation de rejets de concentrateur non réactifs comme matériaux de recouvrement. Ces rejets pourraient notamment constituer la couche à rétention capillaire qui, placée entre deux couches à granulométrie plus grossière, maintiendrait un haut degré de saturation en eau, même si elle est située bien au-dessus de la surface de la nappe phréatique, ceci grâce au concept de barrière capillaire. Une telle structure pourrait être efficace pour limiter la production de DMA, puisque les calculs montrent que le coefficient de diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux saturé devient équivalent à celui dans l'eau pour un degré de saturation (S_w) environ égal à 90%. On peut ainsi estimer que le degré de saturation de la couverture en matériau meuble devrait être constamment proche de cette valeur pour qu'elle puisse fournir le même niveau de réduction du flux d'oxygène qu'une couverture aqueuse. Cette dernière est souvent considérée comme étant la plus efficace pour limiter le DMA.

Pour l'étude du comportement hydrique de la couverture et de sa performance, nous avons conçu des dispositifs expérimentaux spécifiques au sein du laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier. Trois types d'essais ont été effectués : des essais de diffusion d'oxygène (colonne de diffusion), des essais de drainage (colonne de drainage) et des essais de contrôle de l'efficacité du système de recouvrement (colonnes de contrôle et de référence). Des expériences de longue durée (2 ans) ont permis d'évaluer quantitativement

l'efficacité de la couverture multicouche que nous avons adoptée. Les principaux résultats expérimentaux concordent bien avec les résultats des simulations numériques que nous avons effectuées. Ceux-ci confirment les hypothèses de départ à l'effet qu'il est possible de créer une barrière efficace contre la migration de l'oxygène et la production de DMA à l'aide de rejets non réactifs. Ces résultats ont permis, par la suite, d'avoir une plus grande confiance quant aux performances de systèmes multicouches face au DMA, et d'étendre leur application à plus grande échelle. L'utilisation de rejets miniers non réactifs (« clean tailings ») comme matériaux de recouvrement a de plus permis une réduction appréciable des coûts (facteur de 2 et plus). Le dimensionnement du système de recouvrement a également été étudié, par simulation, en fonction des caractéristiques hydriques des matériaux utilisés. Les nombreux résultats expérimentaux que nous avons obtenus peuvent aussi servir à des études subséquentes (modélisation géochimique, par exemple).

ABSTRACT

Acid Mine Drainage(AMD) is the most serious environmental problem facing the Canadian mining industry. This problem is not unique to Canada, as is evidenced by increasing international interest in recent years. Among the few techniques presently available to control the generation of AMD in reactive tailings, the use of « dry covers » installed over existing tailings is one the most practical option. Research has been conducted at the « Laboratoire d'Hydrogéologie et Environnement Minier » of École Polytechnique investigating the efficiency of non reactive milling wastes (or tailings) as an oxygen barrier in covers. The tailings compose a capillary retention layer sandwiched between two layers of coarser material. This type of cover structure can maintain a high saturation ratio even when located well above the water table. This is due to the capillary barrier effect. Oxygen diffusion calculations indicate that a saturated porous medium has the same diffusion coefficient as a water layer when the saturation ratio approaches 90%. Therefore, the saturation ratio of the cover material must be maintained at this high level in order to achieve an oxygen flux reduction equivalent to that of a water cover (« wet cover »). At present, wet covers are considered to be the most effective barriers to AMD generation.

The hydraulic behaviour of the multilayer cover, and its overall performance, have been investigated using both physical and numerical models. For this, we have built specific devices in the « laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier ». Three testing programs were conducted : i) oxygen diffusion tests (diffusion column), ii) drainage tests (drainage column), and iii)cover system efficiency control tests (control and reference columns). Long term experiments (2 years) have been conducted on multilayer covers to evaluate their performance over time. It was found that the experimental results are in close agreement with those of the numerical simulations. Laboratory testing has also confirmed the project assumptions, that an effective barrier to oxygen infiltration, and AMD generation, can be achieved using non reactive tailings in a multilayered cover system. These results help to

increase the confidence toward the performance of multilayer cover systems, and to extend their applications to larger scale. The use of non reactive tailings (« clean tailings ») as cover material has also allowed an appreciable reduction of costs (reducing the cost by a factor of 2 or possibly more). The thickness of cover system layers were also studied numerically as a function of hydrogeological characteristics of the selected materials. A large amount of experimental data was generated by this testing and may be valuable for subsequent studies (geochemical modeling, for instance).

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iv
REMERCIEMENTS.....	v
RÉSUMÉ	vi
ABSTRACT.....	viii
TABLE DES MATIÈRES	x
LISTE DES TABLEAUX	xiv
LISTE DES FIGURES ET PHOTOS.....	xv
LISTE DES SYMBOLES ET ACRONYMES.....	xxix
LISTE DES ANNEXES.....	xxxiv
 INTRODUCTION	 1
 CHAPITRE I: GÉNÉRALITÉS SUR LE PROBLÈME DU DRAINAGE	
MINIER ACIDE (DMA)	4
1.1 Sources du drainage minier acide	5
1.2 Mécanismes de production d'acide	6
1.3 Prévision de la production d'acide	12
1.3.1 Essais statiques	12
1.3.2 Essais cinétiques	13
1.3.3 Modèles mathématiques	15
 CHAPITRE II: PRÉVENTION ET CONTRÔLE DE LA PRODUCTION	
D'ACIDE - BARRIÈRES DE RECOUVREMENT	18
2.1 Couverture aquatique	23
2.2 Couvertures synthétiques	24
2.3 Matériaux alternatifs	25
2.4 Couvertures en matériaux meubles	27

2.4.1	Couvertures simples	29
2.4.2	Couvertures complexes	30
2.4	Performance des couvertures	35
2.4.1	Essais de laboratoire	35
2.4.2	Simulations numériques	39
2.4.3	Essais sur le terrain	43

CHAPITRE III: TRANSFERTS HYDRIQUES DANS UN MILIEU

POREUX NON SATURÉ	45	
3.1	État de l'eau dans un milieu poreux non saturé	45
3.2	Le problème hydrodynamique	48
3.2.1	Equation de continuité	48
3.2.2	Loi de Darcy généralisée	59
3.2.3	Equation de l'écoulement	54
3.2.4	Solutions quasi-analytiques	55
3.2.5	Modélisation numérique	60
3.3	Infiltration d'eau à travers les sols multicouches	64
3.3.1	Concept de barrière capillaire	67
3.3.2	Application à la conception d'une barrière de recouvrement	72

CHAPITRE IV: TRANSPORT D'OXYGÈNE À TRAVERS UN MILIEU

POREUX	74	
4.1	Transport par diffusion	74
4.2	Transport par convection	79
4.2.1	Effets barométriques	80
4.2.2	Effets thermiques	81
4.2.3	Transport avec l'eau de percolation	82
4.3	Méthodes d'estimation du coefficient de diffusion effectif	83

4.3.1	Modèles physiques	83
4.3.2	Relations empiriques et semi-empiriques	93
4.3.3	Solutions analytiques	98
4.4	Application pour la prédiction de la performance des barrières de recouvrement.....	100
4.4.1	Estimation du coefficient de diffusion effectif.....	100
4.4.2	Examen de quelques scénarios de recouvrement.....	103
4.4.2.1	Cas d'une couverture simple.....	103
4.4.2.2	Cas d'une couverture composite.....	107
CHAPITRE V: APPROCHE EXPÉRIMENTALE.....		109
5.1	Introduction	109
5.2	Propriétés des résidus miniers	110
5.2.1	Propriétés de base	111
5.2.1.1	Analyses minéralogiques	111
5.2.1.2	Analyses granulométriques	112
5.2.1.3	Essais de compactage	113
5.2.1.4	Essais de consolidation	114
5.2.1.5	Conductivité hydraulique	115
5.2.2	Propriétés capillaires	117
5.3	Configuration générale de l'installation	121
5.3.1	Le dispositif expérimental	121
5.3.1.1	Colonnes de contrôle et de référence : performance des barrières de recouvrement	122
5.3.1.2	Colonne de drainage : détermination des caractéristiques hydrauliques des matériaux de recouvrement.....	127
5.3.1.3	Colonne de diffusion : détermination des coefficients de diffusion effectifs des matériaux de recouvrement	131

CHAPITRE VI: RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX ET SIMULATIONS	138
6.1 Colonne de drainage	138
6.1.1 Choix du modèle numérique	138
6.1.2 Vérification et validation	139
6.1.2.1 Cas d'infiltration verticale.....	139
6.1.2.2 Cas de drainage libre	141
6.1.3 Application à notre étude	146
6.2 Prédiction du comportement de la barrière de recouvrement.....	157
6.2.1 Influence de l'épaisseur de la couche de sable inférieure.....	158
6.2.2 Influence de l'épaisseur de la couche capillaire	169
6.3 Colonnes de contrôle et de référence.....	176
6.4 Configuration du système de recouvrement proposé pour le terrain	204
CHAPITRE VII: CONCLUSION	209
RÉFÉRENCES	214
ANNEXES	251

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Description sommaire des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon., 1987)	19
Tableau 2.2	Efficacité des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon., 1987)	21
Tableau 2.3	Effets de différentes couvertures sur la production d'acide (SRK, 1987)	39
Tableau 3.1	Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 11 types de sol (Rawls et <i>al.</i> , 1982; dans Van Genuchten et <i>al.</i> , 1991)	62
Tableau 3.2	Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 12 types de sol (Carsel et Parrish, 1988; dans Van Genuchten et <i>al.</i> , 1991)	63
Tableau 3.3	Quelques valeurs de l'AEV pour certains matériaux (Bear, 1972)	71
Tableau 4.1	Paramètres utilisés pour le calcul des flux d'oxygène pour les couvertures de la figure (4.15)	108
Tableau 5.1	Résultats des analyses minéralogiques et de la densité relative D _r pour les sites étudiés	111
Tableau 5.2	Principaux résultats des analyses granulométriques et limites de consistance	113
Tableau 5.3	Résultats des essais de compactage	114
Tableau 5.4	Principaux résultats des essais oedométriques	115
Tableau 5.5	Résultats des essais de perméabilité au perméamètre	117
Tableau 5.6	Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement	119
Tableau 6.1	Paramètres hydrauliques des deux matériaux utilisés	144
Tableau 6.2	Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement	147
Tableau 6.3	Matériaux constituant la couche capillaire de la couverture	177

LISTE DES FIGURES ET PHOTOS

Figure 1.1	Les étapes de la formation du DMA (d'après SRK, 1988)	7
Figure 1.2	Coupe transversale d'un dépôt de résidus type montrant les facteurs contrôlant le développement du DMA (Yanful, 1990a)	9
Figure 1.3	Influence du pH sur l'oxydation biologique de la pyrite	10
Figure 1.4	Variation de la température en fonction du pH d'un effluent minier acide (Miller et al., 1990)	11
Figure 1.5	Exemples d'essais en colonne (SRK, 1991)	13
Figure 1.6	Formation du DMA à partir de l'oxydation de la pyrite (Stumm et Morgan, 1981)	16
Figure 2.1	Section typique d'un site d'entreposage de résidus miniers (tiré de Aubertin et Chapuis, 1991; inspiré de Oakley, 1987)	28
Figure 2.2	Effet de la teneur en bentonite sur la conductivité hydraulique d'un matériau meuble amendé (EPA, 1991)	34
Figure 2.3	Résultats de simulation d'inondation de résidus faiblement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)	36
Figure 2.4	Résultats de simulation d'inondation de résidus fortement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)	37
Figure 2.5	Effet de l'épaisseur de la couverture d'argile sur le taux de production d'acide dans les résidus (SRK, 1987)	40
Figure 2.6	Effet du type de couverture sur le taux d'infiltration à partir du modèle HELP (SRK, 1991)	41
Figure 2.7	Configuration typique d'une cellule construite sur le terrain (Aubertin et al., 1996)	44
Figure 3.1.	États de saturation possibles d'un milieu poreux (Bear, 1972)	46
Figure 3.2	Interface entre deux fluides non-miscibles (Bear, 1972)	46
Figure 3.3	Pression hydrostatique en fonction de la teneur en eau, sans tenir compte de l'hystérésis, (Freeze et Cherry, 1979)	47

Figure 3.4	Influence de la texture (a) et de la structure (b) du sol sur la forme de la courbe de rétention (Hillel, 1971)	48
Figure 3.5	Exemple de courbes de rétention d'eau montrant l'hystéresis (Freeze et Cherry, 1979)	51
Figure 3.6	Relations $\psi(\theta)$ obtenues expérimentalement par Thony (1970), (dans Jegat, 1975)	51
Figure 3.7	Courbes expérimentales conductivité hydraulique- teneur en eau volumique (Thony, 1970; dans Jegat, 1975)	53
Figure 3.8	Relations $K(\psi)$ obtenues expérimentalement montrant l'hystéresis (Topp et Miller (1966), dans Mualem, 1986)	54
Figure 3.9	Comparaison entre les profils de teneur en eau calculés avec la solution de Philip (cercles) et ceux obtenus en résolvant l'équation de Richards pour une infiltration à charge constante (traits pleins), (Haverkamp et al., 1977)	56
Figure 3.10	Comparaison entre la solution de Parlange et la solution numérique pour une infiltration à flux constant, (a) évolution de la teneur en eau avec le temps, à la surface, (b) Profils de teneur en eau (Haverkamp et al., 1977)	59
Figure 3.11	Courbes de conductivité hydraulique en fonction de la succion	63
Figure 3.12	Infiltrabilité en fonction du temps (Vauclin, 1984)	64
Figure 3.13	Diagramme des pressions pour un écoulement non-saturé à travers un sol bicouche (d'après Zaslavsky, 1964; dans Bear, 1972)	66
Figure 3.14	Courbes de rétention pour un sable et un silt	68
Figure 3.15	Drainage d'un système silt sur sable (Akindunni et al., 1991) (a) Profils de saturation, (b) Profils de pression	71
Figure 3.16	Concept de couverture de sol pour des résidus réactifs (Rasmussen et Eriksson, 1987)	73
Figure 3.17	Diagramme de distribution de l'eau à travers la couverture de sol et le dépôt de résidus (Rasmussen et Eriksson, 1987)	73

Figure 4.1	Variations du facteur de tortuosité en fonction de la porosité, pour différents degrés de saturation (équation 4.6)	77
Figure 4.2	Profils d'oxygène gazeux observé et calculé au parc à résidus de Waite Amulet	79
Figure 4.3	Variation de la solubilité de l'oxygène avec la température (Yanful, 1990b)	83
Figure 4.4	Essai en colonne avec une concentration source constante (Shackelford, 1991)	84
Figure 4.5	Essai en colonne avec une concentration source décroissante (Shackelford, 1991)	87
Figure 4.6	Méthode du réservoir double (Shackelford, 1991) (a) Schéma de l'essai, (b) Profils de concentration	89
Figure 4.7	Illustration schématique de la cellule de diffusion utilisée par Reardon et Moddle (1985)	92
Figure 4.8	Variation du coefficient de diffusion du CO ₂ avec la teneur en air (Reardon et Moddle, 1985)	94
Figure 4.9	Comparaison entre différentes méthodes d'estimation du coefficient de diffusion	97
Figure 4.10	Influence d'un espace occupé par de l'air créé à travers l'échantillon sur les mesures du coefficient de diffusion effectif (Collin, 1987)	98
Figure 4.11	Profil de diffusion d'oxygène en fonction du degré de saturation, à partir du modèle Millington-Shearer (équation 4.32)	101
Figure 4.12	Facteur de tortuosité en fonction de la porosité pour la diffusion d'un gaz à travers un milieu poreux sec ($S_w=0$)	102
Figure 4.13	Performance de la couverture en fonction de son épaisseur et du degré de saturation (Aachib et al., 1993)	104
Figure 4.14	Courbes de diffusion d'oxygène en fonction du temps, pour différents degrés de saturation S _w (L=0,50 m)	106

Figure 4.15 Profils d'oxygène pour un système multicouche et un système monocouche	108
Figure 5.1 Courbes granulométriques des quatre rejets de recouvrement (BE, SE, SI, MB) et des résidus Solbec-Cupra (SC)	112
Figure 5.2 Courbes typiques de rétention pour les matériaux utilisés dans la couverture	119
Figure 5.3 Courbes typiques de conductivité hydraulique pour les matériaux utilisés dans la couverture calculées à partir du modèle Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980)	120
Figure 5.4 Schématisation du concept de barrière capillaire	123
Figure 5.5 Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle (B) et de référence (A)	124
Figure 5.6 Schématisation de la colonne de drainage	129
Figure 5.7 (a) Système de mesure de la pression interstitielle (b) Schéma de la sonde RDT	129
Figure 5.8 Schéma du montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux	132
Figure 5.9 Un exemple de courbe de diffusion d'oxygène à travers un matériau de recouvrement: (a) sable, (b) résidu minier	134
Figure 5.10 Coefficient de diffusion effectif en fonction du degré de saturation (a) Résidus Bevcon, (b) Résidus Sigma	135
Figure 5.11 Coefficient de diffusion effectif en fonction du degré de saturation: sable	136
Figure 5.12 Coefficient de diffusion effectif en fonction du degré de saturation: résidus d'uranium (données de Reardon et Moddle, 1985)	137
Figure 6.1 Profils de teneurs en eau mesurés et calculés durant une infiltration transitoire dans une colonne de sable	141

Figure 6.2 Profils de teneurs en eau mesurés et calculés durant un essai de drainage libre (données de Abeele, 1984)	
a) Niveau de la nappe abaissé brusquement de 0 à 6 m.	
b) Niveau de la nappe abaissé graduellement de 0 à 6 m, pendant le premier jour	143
Figure 6.3 Variation du degré de saturation en fonction de la profondeur pendant le drainage d'un système bicouche silt au-dessus du sable	145
Figure 6.4 Profils de pression (a) et de charge hydraulique (b) en fonction de la profondeur pendant le drainage d'un système bicouche silt au-dessus du sable	146
Figure 6.5 Résultats du premier essai de drainage avec disque poreux à la base de la colonne	148
Figure 6.6 Débit à la sortie de la colonne de drainage au cours du premier essai ..	148
Figure 6.7 Hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne pendant le premier essai	149
Figure 6.8 Résultats du premier essai de drainage et simulations	
(a) Profils de saturation sans tenir compte de l'évaporation	
(b) Profils de saturation avec évaporation (voir figure 6.9b)	150
Figure 6.9 (a) Hauteur d'eau évaporée cumulée et (b) taux d'évaporation au cours du premier essai de drainage	151
Figure 6.10 Débit à la sortie de la colonne de drainage au cours du deuxième essai.....	153
Figure 6.11 Hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne pendant le deuxième essai	153
Figure 6.12 Résultats du deuxième essai de drainage et simulations	
(a) Profils de saturation sans tenir compte de l'évaporation	
(b) Profils de saturation avec évaporation (voir figure 6.14b)	154
Figure 6.13 Résultats du deuxième essai de drainage et simulations : profils de pressions	155

Figure 6.14	(a) Hauteur d'eau évaporée cumulée et (b) taux d'évaporation au cours du deuxième essai de drainage	156
Figure 6.15	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 30 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	160
Figure 6.16	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 40 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	160
Figure 6.17	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 50 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	161
Figure 6.18	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 65 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	161
Figure 6.19	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 80 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	162
Figure 6.20	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 100 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	162
Figure 6.21	Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=60$ cm	163
Figure 6.22	Suction aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=60$ cm	164
Figure 6.23	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 30 cm ($H_b=40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	165
Figure 6.24	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 40 cm ($H_b=40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	165
Figure 6.25	Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 65 cm ($H_b=40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression	166

- Figure 6.26 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 80 cm ($H_b=40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression 166
- Figure 6.27 Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=40$ cm 167
- Figure 6.28 Suction aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=40$ cm 168
- Figure 6.29 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 10 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression 170
- Figure 6.30 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 40 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression 170
- Figure 6.31 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 60 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression 171
- Figure 6.32 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 200 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression 171
- Figure 6.33 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 250 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression 172
- Figure 6.34 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 300 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression 172
- Figure 6.35 Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) 173
- Figure 6.36 Suction aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) 174

Figure 6.37	Suction réduite à la surface de la couche capillaire en fonction de l'épaisseur réduite de celle-ci, avec nappe loin en dessous (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau)	175
Figure 6.38	Volume d'eau drainé cumulé à la base de la couverture en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau)	175
Figure 6.39	Variation du degré de saturation en fonction du temps pour les différentes couches de la couverture de la colonne de contrôle C1 ...	178
Figure 6.40	Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base des colonnes	179
Figure 6.41	Colonne de référence CR1 (résidus non couverts) (1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure	181
Figure 6.42	Colonne de contrôle CD1 (résidus couverts) (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure	183
Figure 6.43	Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR1) ..	184
Figure 6.44	Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle CD1) ...	184
Figure 6.45	Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps.....	185
Figure 6.46	Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps	186
Figure 6.47	Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps	186
Figure 6.48	Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates (colonne CR1)	187
Figure 6.49	Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh	188
Figure 6.50	Résultats des essais en colonnes CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Cu-H ₂ O-O ₂ -S-CO ₂ à 25 °C (Garrels et Christ, 1965)	189

Figure 6.51 Résultats des essais en colonnes CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4.05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1.79} , K=10 ^{-2.5} , SO ₄ =10 ^{-1.8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)	190
Figure 6.52 Légende utilisée pour l'analyse géochimique des résidus (d'après Bernier, 1996b)	191
Figure 6.53 Diagrammes schématiques des changements chimiques dans la colonne CR1 (d'après Bernier, 1996b).....	195
Figure 6.54 Diagrammes schématiques des changements chimiques dans la colonne CR2 (d'après Bernier, 1996b).....	196
Figure 6.55 pH du lixiviat en fonction du temps pour les colonnes C1 et CD1	197
Figure 6.56 Eh du lixiviat en fonction du temps pour la colonne C1	198
Figure 6.57 Colonne de contrôle C1 (résidus couverts, puis découverts) (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure	199
Figure 6.58 Masse d'eau rajoutée et recueillie pour la colonne C1	200
Figure 6.59 Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps.....	200
Figure 6.60 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps	201
Figure 6.61 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps	201
Figure 6.62 Résultats des essais en colonnes C1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4.05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1.79} , K=10 ^{-2.5} , SO ₄ =10 ^{-1.8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)	202
Figure 6.63 Vue en coupe transversale du système de recouvrement multicouche suggéré pour protéger des rejets miniers (ou des déchets domestiques)	204

Figure A1.1 Configuration du système RDT	252
Figure A1.2 Constante diélectrique apparente en fonction de la teneur en eau, pour différents types de sols	253
Figure A1.3 Éléments principaux utilisés dans un système RDT pour déterminer θ_v (d'après CSIRO, 1990)	254
Figure A1.4 Sondes RDT, (a) cellule coaxiale, (b), (c) et (d) sondes à 2, 3 et 4 tiges, respectivement (Zegelin et al., 1992)	255
Figure A1.5 Distribution du champ électrique dans le plan normal aux tiges (de même espacement), pour un matériau à constante diélectrique uniforme (Zegelin et al., 1992)	255
Figure A1.6 Constante diélectrique apparente en fonction de la teneur en eau, pour un silt humidifié avec de l'eau douce et de l'eau salée (Nadler et al., 1991)	256
Figure A1.7 Exemples de graphiques RDT (Anon., 1989)	257
Figure A1.8 Calibrage des sondes RDT: (a) Sable, (b) Résidus miniers non pyriteux ...	258
Figure A1.9 Influence des minéraux de fer sur la méthode RDT	259
Figure A2.1 Description du système de mesure de la pression interstitielle	260
Figure A2.2 Étalonnage des capteurs de pression	261
Figure A3.1 Colonne de contrôle C2 (résidus couverts) (1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure	266
Figure A3.2 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle C2)	267
Figure A3.3 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps (colonnes C2 et CR2)	267
Figure A3.4 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps (colonnes C2 et CR2)	268
Figure A3.5 Variations, en fonction du temps, du pH, du Eh et de la conductivité du lixiviat recueilli en bas de la colonne de contrôle double CD2	269

Figure A3.6	Colonne de référence CR2 (résidus sans couverture)	
(1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite		
(L) : premier largage dû à une oxydation antérieure	270	
Figure A3.7	Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates (colonne CR2)	271
Figure A3.8	Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR2)	271
Figure A3.9	Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps (colonne de référence CR2)	272
Figure A3.10	Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps (colonne de référence CR2)	272
Figure A3.11	Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps (colonne CR2)	273
Figure A3.12	Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base de la colonne CR2	273
Figure A3.13	Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh (colonne de référence CR2)	274
Figure A3.14	Résultats des essais en colonnes C2 et CR2 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4,05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1,79} , K=10 ^{-2,5} , SO ₄ =10 ^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984).....	275
Figure A3.15	Résultats des essais en colonnes CD2 et CR2 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4,05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1,79} , K=10 ^{-2,5} , SO ₄ =10 ^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984).....	276
Figure A3.16	Colonne de contrôle C3 (résidus couverts)	278
Figure A3.17	Colonne de contrôle CD3 (résidus couverts)	279

Figure A3.18 Résultats des essais en colonnes C3 et CD3 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4,05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1,79} , K=10 ^{-2,5} , SO ₄ =10 ^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)	280
Figure A3.19 Variations du pH en fonction du temps pour la colonne C3b	282
Figure A3.20 Variations du Eh en fonction du temps pour la colonne C3b	282
Figure A3.21 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base de la colonne C3b	283
Figure A3.22 Variations de la conductivité en fonction du temps (colonne de contrôle C3b)	283
Figure A3.23 Concentrations du fer total en fonction du temps (colonne de contrôle C3b)	284
Figure A3.24 Comparaison des concentrations en fer total pour les colonnes C3b et CR3	284
Figure A3.25 Concentrations en sulfates en fonction du temps (colonne de contrôle C3b)	285
Figure A3.26 Comparaison des concentrations en sulfates pour les colonnes C3b et CR3	285
Figure A3.27 Comparaison des concentrations en zinc pour les colonnes C3b et CR3	286
Figure A3.28 Comparaison des concentrations en cuivre pour les colonnes C3b et CR3	286
Figure A3.29 Colonne de référence CR3 (résidus sans couverture) (1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure	287
Figure A3.30 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR3)	288
Figure A3.31 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base de la colonne CR3	288

Figure A3.32 Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates (colonne de référence CR3)	289
Figure A3.33 Teneurs en zinc en fonction du temps (colonne de référence CR3)	289
Figure A3.34 Teneurs en cuivre en fonction du temps (colonne de référence CR3)	290
Figure A3.35 Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh (colonne de référence CR3)	290
Figure A3.36 Résultats des essais en colonnes C3b et CR3 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4,05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1,79} , K=10 ^{-2,5} , SO ₄ =10 ^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)	291
Figure A3.37 pH du lixiviat en fonction du temps (colonnes C4 et CD4)	294
Figure A3.38 Eh du lixiviat en fonction du temps (colonnes C4 et CD4)	294
Figure A3.39 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base des colonnes C4 et CD4	295
Figure A3.40 Conductivité du lixiviat en fonction du temps (colonnes C4 et CD4)	295
Figure A3.41 Résultats des essais en colonnes C4 et CD4 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4,05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1,79} , K=10 ^{-2,5} , SO ₄ =10 ^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)	296

Photo 5.1	Colonnes de contrôle (C et CD) et de référence (CR) avec, de gauche à droite : CR3 (petite colonne au fond), C2, CD2, C3b (qui a remplacé C3), CD3, C1, CD1, C4, CD4, CR1 et CR2 (photo prise au 270ème jour après le début des essais)	125
Photo 5.2	Colonne de drainage avec capteurs de pression (T1 à T10) et système RDT de mesure des teneurs en eau volumiques	130
Photo 6.1	Colonnes de référence CR1 et CR2 avant l'oxydation des résidus sulfureux SC (début des essais)	192
Photo 6.2	Colonnes de référence CR1 et CR2 après oxydation des résidus sulfureux SC (203ème jour des essais)	193

LISTE DES SYMBOLES ET ACRONYMES

A	section de l'échantillon [L^2]
AEV	pression à l'entrée d'air [L]
BE	site Bevcon
C_b	Concentration d'oxygène dans le disque poreux à la base de la colonne [ML^{-3}]
C_c	indice de compression [-]
$C(t)$	concentration d'oxygène dans la phase gazeuse au temps [ML^{-3}]
C_r	indice de recompression [-]
C_u	coefficient d'uniformité [-]
C_v	coefficient de consolidation [L^2T^{-1}]
C_w	concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration [ML^{-3}]
$C(\psi)$	capacité capillaire [L^{-1}]
c	vitesse de l'onde électromagnétique dans l'espace libre [LT^{-1}]
D_e	coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}]
DMA	drainage minier acide
D_o	coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air libre [L^2T^{-1}]
D_h	paramètre physique du sol [L]
D_r	densité relative [-]
D_w	coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau [L^2T^{-1}]
$D(\theta_w)$	diffusivité capillaire [L^2T^{-1}]
D'	coefficient de diffusion effectif du gaz carbonique [L^2T^{-1}]
D'_o	coefficient de diffusion du gaz carbonique dans l'air [L^2T^{-1}]
d_{10}	diamètre effectif [L]
E_c	efficacité de la couverture [-]
e	indice des vides [-]
F_c	flux d'oxygène à travers la couverture [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_i	flux d'oxygène dissous [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_r	flux d'oxygène à travers les résidus sans couverture [$ML^{-2}T^{-1}$]

F_s	flux d'acide [moles $\text{SO}_4^{2-}/\text{m}^2/\text{an}$]
$F(t)$	flux diffusif d'oxygène [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$]
$F_b(t)$	flux à travers le disque poreux à la base de l'échantillon [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$]
$F_s(t)$	flux massique à travers la surface du sol [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$]
g	accélération de la pesanteur [LT^{-2}]
H	constante de solubilité d'un gaz dans l'eau (constante de la loi de Henry) [-]
H_b	épaisseur de la couche capillaire [L]
H_{cum}	hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne [L]
H_g	hauteur de la colonne de gaz au-dessus de l'échantillon [L]
H_{tr}	hauteur d'eau cumulée pour un temps très grand [L]
H_{ri}	épaisseur de la couche de sable inférieure [L]
h	épaisseur de la zone d'oxydation (zone active) [L]
h_b	épaisseur du disque poreux [L]
$I(t)$	infiltration cumulative [L]
i	gradient hydraulique [-]
$i(t)$	taux d'infiltration [LT^{-1}]
$K, K(\theta_w)$	conductivité hydraulique [LT^{-1}]
K_s	conductivité hydraulique à saturation [LT^{-1}]
k	perméabilité intrinsèque [L^2]
k_g	perméabilité effective du milieu au gaz [L^2]
k_r	constante cinétique de réaction [T^{-1}]
$k_r(\theta_w)$	perméabilité relative [-]
L	longueur de l'échantillon [L]
l	paramètre de connectivité des pores ($l=0.5$ selon Mualem, 1976)
MB	site Manitou-Barvu
m	paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale [-]
m_v	coefficient de changement de volume [M^{-1}LT^2]
n	paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale [-]
n_b	porosité du disque poreux [L^3L^{-3}]

p_a	pression dans la phase non-mouillante (air) [ML^{-1}T^2]
p_c	pression capillaire [ML^{-1}T^2]
p_w	pression dans la phase mouillante (eau) [ML^{-1}T^2]
Q	facteur de diffusivité relative [-]
q	flux volumique ou vitesse de Darcy [LT^{-1}]
RDT	rélectométrie dans le domaine du temps
R_s	réactivité des résidus (moles SO_4^{2-} produits/kg de résidus/an)
r', r''	rayons principaux de courbure, dans deux plans orthogonaux [L]
r°	rayon de courbure moyen ($2/r^\circ = 1/r' + 1/r''$) [L]
S	sorptivité [$\text{LT}^{-1/2}$]
SC	site Solbec et Cupra
SE	site Senator
SI	site Sigma
S_r	degré de saturation en eau résiduelle [-]
S_e	degré de saturation en eau effectif ou teneur en eau réduite ($0 \leq S_e \leq 1$) [-]
S_w	degré de saturation en eau [-]
t	temps [T]
t_d	temps de drainage [T]
v	vitesse de propagation des ondes électromagnétiques le long de tiges parallèles placées dans le matériau poreux [LT^{-1}]
w_{opt}	teneur en eau massique optimale [-]
w_l	limite de liquidité [-]
w_p	limite de plasticité [-]
z	cote prise positivement vers le bas à partir de la surface du sol [L]
Δm	variation dans la masse d'oxygène dans l'intervalle de temps Δt [M]
Δm_1	variation dans la masse d'oxygène dans le réservoir source [M]
Δm_2	variation dans la masse d'oxygène dans le réservoir de collecte [M]
ΔC	différence de concentration entre le réservoir source et le réservoir de collecte [ML^{-3}]

α	paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale [L^{-1}]
γ_d	poids volumique sec [$ML^{-2}T^{-2}$]
γ_w	poids volumique de l'eau [$ML^{-2}T^{-2}$]
η	porosité totale du milieu poreux [L^3L^{-3}]
λ	paramètre de distribution de la taille des pores (dans le chapitre 3) [-]
δ	paramètre tenant compte de la variation de la section d'un pore [-]
μ_g	viscosité dynamique du gaz [$ML^{-1}T^{-1}$]
μ_w	viscosité dynamique de l'eau [$ML^{-2}T^{-2}$]
ψ	succion [L]
ψ_a	pression à l'entrée d'air ($ \psi_a =AEV$) [L]
ψ_{cr}	pression à l'entrée d'air minimale [L]
ψ_r	valeur de la succion pour $\theta = \theta_r$ [L]
ρ_r	masse volumique des résidus [M/L^3]
ρ_w	masse volumique de l'eau [ML^{-3}]
σ	tension superficielle de l'eau [ML^{-2}]
θ_v	teneur en air volumique du milieu poreux (V_{air}/V_{total}) [-]
θ_i	teneur en eau volumique initiale [-]
θ_r	teneur en eau volumique résiduelle [-]
θ_s	teneur en eau volumique à saturation [-]
θ_w	teneur en eau volumique [-]
κ_a	constante diélectrique apparente pour un matériau poreux [-]
τ	facteur de tortuosité ($\tau < 1$) [-]
ϕ	charge hydraulique [L]

Indices

<i>a</i>	air
<i>b</i>	base
<i>c</i>	capillaire
<i>e</i>	effectif
<i>g</i>	gaz
<i>w</i>	eau

LISTE DES ANNEXES

Annexe I :	Mesure de la teneur en eau par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (RDT)	250
Annexe II :	Mesure de la pression interstitielle de l'eau	259
Annexe III :	Résultats obtenus sur d'autres colonnes de contrôle et de référence	263
Annexe IV :	Données des expériences	297

INTRODUCTION

Il existerait actuellement au Canada plus de 2000 parcs à résidus miniers occupant une aire excédant 15000 hectares (Filion et al., 1990). Ces parcs renferment environ 7 milliards de tonnes de résidus auxquels s'ajoutent 6 milliards de tonnes de roches stériles issues des exploitations minières (Feasby et Jones, 1994). Certains de ces dépôts contiennent des composés sulfureux et sont donc potentiellement générateurs d'eaux de drainage minier acides (DMA). Ces eaux, si elles sont mal contrôlées, peuvent constituer une menace très sérieuse pour l'environnement, à cause des métaux lourds toxiques mis en solution. On estime les coûts de restauration de l'ensemble des sites d'entreposage à près de 4 milliards de dollars US (Feasby et Jones, 1994). Au Québec seulement, on compte 137 sites (dont 27 encore en activité) qui seraient potentiellement générateurs de DMA (Marcotte, 1994). Ces rejets acidogènes couvrirraient plus de 2500 hectares. Ce problème est également présent dans de nombreux autres pays, comme le démontre l'intérêt international soulevé au cours des dernières années (e.g. Norton, 1990; Anon, 1991, 1994).

La production d'eaux acides n'est pas limitée seulement aux activités minières, mais elle peut se manifester partout où une roche sulfurée est en contact avec l'air et l'eau. Dans cette étude, nous nous limiterons aux résidus miniers issus des activités de concentrateurs.

Un contrôle efficace du DMA consiste à utiliser des techniques de prévention avant le début de la génération d'eaux acides, et/ou des techniques de neutralisation pour les installations où la production d'acide est déjà entamée. Le traitement par l'ajout de bactéricides pour inhiber l'action bactériologique ou par des substances alcalines (en particulier les composés de carbonate et d'hydroxyde) pour neutraliser l'acidité nécessite des applications renouvelées et présente des difficultés lorsqu'il faut atteindre les résidus situés en profondeur (Kleinman et al., 1981; USBM, 1982, 1985; Watzlaf, 1986; Sobek, 1987; Anon., 1987; Lapakko et Antonson, 1990; Sheremata et al., 1991; SRK, 1991).

L'oxygène est le facteur le plus critique à la formation d'acidité. Dans les rejets de concentrateur, son contrôle par un système de recouvrement bien conçu, permettant de restreindre la pénétration de l'oxygène (et de l'eau) dans les résidus réactifs, paraît être une mesure efficace et permanente pour limiter la production d'eaux acides et les autres problèmes corollaires. Les différentes méthodes de conception examinées par divers auteurs tiennent compte de la faible diffusion de l'oxygène dans l'eau, qui est environ 10000 fois moindre que dans l'air. Ainsi, l'apport en oxygène peut être réduit par l'application d'une couche de matériaux fins, saturés ou presque, au-dessus des résidus (Magnusson et Rasmussen, 1983; Collin, 1987; Nicholson et al., 1989, 1991; Yanful, 1990a, 1991a) ou par l'inondation de ceux-ci (SRK, 1988; Ritcey, 1989; Davé et Vivyurka, 1994; Amyot et Vézina, 1996). Cette dernière solution n'est pas toujours possible et doit se planifier soigneusement (aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation, suivi et entretien des ouvrages, traitement des eaux d'exhaure, etc.).

Les sols argileux ou silteux ont souvent été employés comme matériaux de recouvrement lors des études récentes (e.g., Nicholson et al., 1989, 1991; Collin et Rasmussen, 1990; Yanful, 1991a, 1991b). En raison des difficultés et des coûts d'approvisionnement et de transport, des problèmes posés par leur mise en place et de leur grande susceptibilité aux effets climatiques (fissuration suite à des cycles de gel-dégel ou de mouillage-séchage), les argiles ne semblent pas appropriées dans plusieurs cas pratiques (Aubertin et al., 1993). Pour ce qui est des silts et autres tills, qui semblent souvent préférables, ils ne sont pas toujours disponibles à proximité des sites d'entreposage, ce qui peut limiter leur utilisation. En guise d'alternatives à ces matériaux meubles d'origine naturelle, nous proposons l'utilisation des rejets du concentrateur non sulfureux comme matériaux de recouvrement. Les caractéristiques hydro-géotechniques de ces rejets (Aubertin et al., 1992a, 1992b; L'Ecuyer et al., 1993; Bussière, 1993) placent la fraction fine des résidus parmi les silts. Il est relativement facile de séparer la fraction fine de la fraction grossière des rejets en opérant par cyclonage ou en utilisant la ségrégation naturelle qui est produite sur le site de déversement (Vick, 1983). Ces matériaux se trouvent sur place, ce qui présente un certain avantage

économique. Ainsi, les travaux de recherche que nous menons sont orientés vers l'utilisation des rejets de concentrateur (non réactifs) comme matériaux de recouvrement. Ces matériaux constitueront la couche à rétention capillaire qui, placée entre deux couches à granulométrie plus grossière, pourra maintenir un haut degré de saturation pendant longtemps, même si elle est située bien au-dessus de la surface de la nappe phréatique (Frind et al., 1976; Collin, 1987; Rasmussen et Eriksson, 1987; Nicholson et al., 1989, 1991; Akindunni et al., 1991).

Un dispositif expérimental spécifique, que nous avons conçu au sein du laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier, permet par une acquisition automatique de données de suivre l'évolution des mécanismes de diffusion de l'oxygène et d'infiltration de l'eau à travers les matériaux de recouvrement. Des expériences dans des colonnes en laboratoire ont permis de déterminer les caractéristiques hydriques et de diffusion des matériaux de recouvrement. Les résultats de ces essais nous ont fourni, à l'aide de simulations numériques à partir des équations de diffusion et d'écoulement, une évaluation initiale de la performance de la couverture. Des essais de longue durée (2 ans) dans des colonnes de contrôle ont permis de quantifier les effets d'une telle couverture sur la génération d'eau acide, avant de procéder à des essais sur le terrain.

Après avoir défini le problème au chapitre 1, nous décrivons, dans les chapitres 2 à 4, les différentes approches théoriques et expérimentales utilisées jusqu'à maintenant pour étudier le problème du DMA. Dans les chapitres 5 et 6, nous présentons les modèles physiques qui ont servi de support à nos expériences au laboratoire, les méthodes de mesure qui ont été utilisées, ainsi que les résultats des essais et des simulations et leurs interprétations. Nous terminons le chapitre 6 par la proposition du système de recouvrement le plus performant, parmi ceux que nous avons étudiés, pour limiter le DMA. Ceci nous amène enfin à la conclusion (chapitre 7).

Une disquette contenant les données de ces résultats accompagne cette thèse. Ces données sont aussi disponibles à la bibliothèque nationale dans un recueil intitulé « Données d'expériences en colonnes pour limiter le DMA ».

CHAPITRE I

GÉNÉRALITÉS SUR LE PROBLÈME DU DRAINAGE MINIER ACIDE (DMA)

Le taux de production d'acide dans un dépôt de résidus miniers dépend de plusieurs facteurs, incluant la présence de minéraux neutralisants et de bactéries, la nature des éléments sulfureux producteurs d'acide, ainsi que les conditions d'infiltration de l'eau et le transport de l'oxygène.

Parmi les solutions disponibles pour contrôler la production du DMA à long terme, dans la perspective de restaurer le parc à résidus à la fin des opérations minières, l'installation de barrières de recouvrement sur la surface du site s'avère actuellement une des alternatives les plus pratiques, quoique souvent très coûteuse. L'objectif de telles barrières est de limiter le passage de l'oxygène et/ou de l'eau, qui sont deux éléments essentiels à la formation de DMA. Une couverture aquatique paraît ainsi la barrière la plus efficace contre le transport de l'oxygène vers les résidus sulfureux puisque la diffusion de ce dernier est très faible dans l'eau, soit environ 10000 fois moindre que dans l'air. Cependant, l'inondation d'un parc à résidus n'est pas toujours possible et doit se planifier soigneusement (aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation, suivi et entretien des ouvrages, traitement des eaux d'exhaure, problèmes de stabilité à long terme, etc.).

Divers matériaux peuvent aussi être utilisés dans la conception de la couverture, selon leur disponibilité dans les environs et les conditions du site. On peut ainsi utiliser différents types de sol, des membranes synthétiques, une combinaison de terre et d'eau permettant d'obtenir un sol saturé ou marécageux, ainsi que d'autres matériaux tels que le ciment, le bitume, etc. L'utilisation de matériaux géologiques comme couvertures semble actuellement émerger comme l'alternative la plus pratique, tant pour des raisons environnementales, sociales et légales, que pour des raisons techniques et même économiques (Aubertin et al., 1993). Comme il sera montré dans ce qui suit, ceux-ci pourraient en effet s'avérer efficaces pour

limiter la production de DMA lorsqu'ils sont utilisés dans un système de recouvrement multicouche.

Dans cette première partie, on se propose d'étudier les mécanismes de production d'eaux acides dans des résidus renfermant des minéraux sulfureux, ainsi que les différentes méthodes de prévention et de contrôle de cette production. Une attention particulière se portera sur les systèmes de recouvrement qui constituent actuellement la solution permanente la plus pratique à ce problème. Un contrôle efficace de la génération d'acidité par des barrières de recouvrement passe par l'étude des transferts d'eau et d'oxygène à travers un milieu poreux partiellement saturé.

Cette revue de littérature nous permettra de développer ces différents aspects, afin de choisir les meilleurs critères de conception d'une couverture efficace.

1.1 Sources du drainage minier acide

Le drainage minier acide (DMA) se manifeste partout où la roche sulfurée est en contact avec l'air et l'eau. Il peut provenir de sources naturelles aussi bien que d'endroits où les roches sulfureuses ont été exposées en raison de travaux de génie civil, d'activités minières ou autres. Le DMA peut provenir (SRK, 1991):

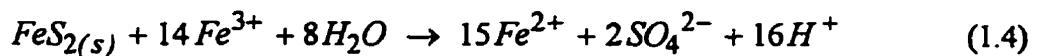
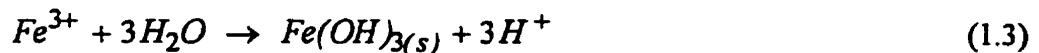
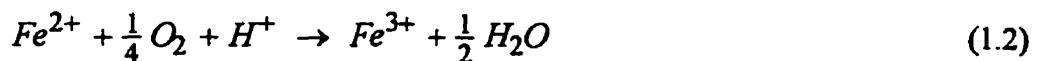
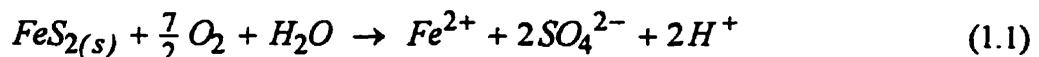
- du drainage ou du ruissellement des eaux en provenance des travaux souterrains ou de surface;
- des haldes de stériles provenant des mines de métaux et des déblais issus de l'exploitation houillère;
- des dépôts de résidus (parcs à rejets de concentrateur).

Dans bon nombre des exploitations minières au Canada, la pollution des eaux est due en grande partie au fait que certains minéraux sulfurés, tels les sulfures de fer comme la pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{1-x}S), s'oxydent facilement (Anon., 1987). Lorsque le processus d'oxydation est bien engagé, les effluents s'acidifient; on parle alors de drainage minier acide.

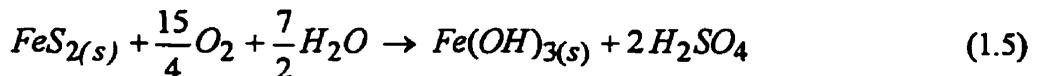
Le DMA constitue l'un des principaux problèmes environnementaux posés par l'industrie minière, parce qu'il libère des métaux lourds toxiques ainsi que d'autres produits nocifs. Il faudrait donc prendre des mesures préventives avant le début de la génération d'eaux acides, et utiliser des techniques de réduction pour les installations où la production d'acide est déjà entamée. Il est aussi impératif de prévoir avec exactitude le potentiel de production d'acide pour une meilleure conception des mesures de contrôle du DMA. Pour ce faire, il faut bien comprendre le mécanisme de l'acidification.

1.2 Mécanismes de production d'acide

Le processus chimique à la base de la formation du DMA dans les résidus réactifs est l'oxydation des sulfures lorsque ceux-ci sont exposés à l'oxygène. Comme la pyrite (FeS_2) est le minéral sulfureux le plus répandu, le mécanisme de production d'acide est fréquemment présenté à partir des équations chimiques impliquant celle-ci. Les équations des diverses réactions chimiques sont largement discutées par plusieurs auteurs (e.g. Stumm et Morgan, 1981; Kleinmann et al., 1981; Nordstrom, 1982; Anon, 1987; Ritcey, 1989; Aubertin et al., 1992b). L'oxydation de la pyrite est souvent représentée par les quatre équations suivantes:



où l'indice (s) représente un état solide. La réaction globale est :



La réaction (1.1) représente l'oxydation, relativement lente, de la pyrite dans une solution au pH pratiquement neutre en présence de l'oxygène. Le milieu s'acidifie alors graduellement,

favorisant les réactions (1.2) et (1.3). Ainsi, le fer ferreux (Fe^{2+}) s'oxyde en fer ferrique (Fe^{3+}), et celui-ci précipite sous forme d'hydroxyde ferrique ($\text{Fe(OH)}_{3(s)}$); d'autres ions H^+ sont dégagés, ce qui acidifie encore davantage le milieu. Lorsque le pH baisse en deçà de 3,2 environ, la réaction (1.4) intervient; le fer ferrique demeure en solution, et oxyde la pyrite directement. La réaction d'oxydation de la pyrite par le fer ferrique est beaucoup plus rapide que celle d'oxydation du fer ferreux (Stumm et Morgan, 1981).

Certaines bactéries peuvent jouer un rôle important dans la génération du DMA. La bactérie *Thiobacillus ferrooxidans*, par exemple, agit comme catalyseur pour accélérer le processus d'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} , amplifiant ainsi le taux de production d'acide. Cela est particulièrement remarquable lorsque le pH atteint environ 3,2, alors qu'un processus cyclique et rapide, représenté par les réactions (1.2) et (1.4), s'engage. Il se forme alors de grandes quantités d'acides. Les différentes étapes de production d'acide sont illustrées par la figure (1.1). Hammack et Watzlaf (1990) rapportent qu'une fois l'oxydation bactérienne établie, l'oxygène dans les pores devrait être limité à des niveaux inférieurs à 1% (0,01 atm) pour réaliser une réduction du taux d'oxydation des résidus. Ceci n'est réalisable, actuellement, que par une saturation du matériau pyriteux avec de l'eau.

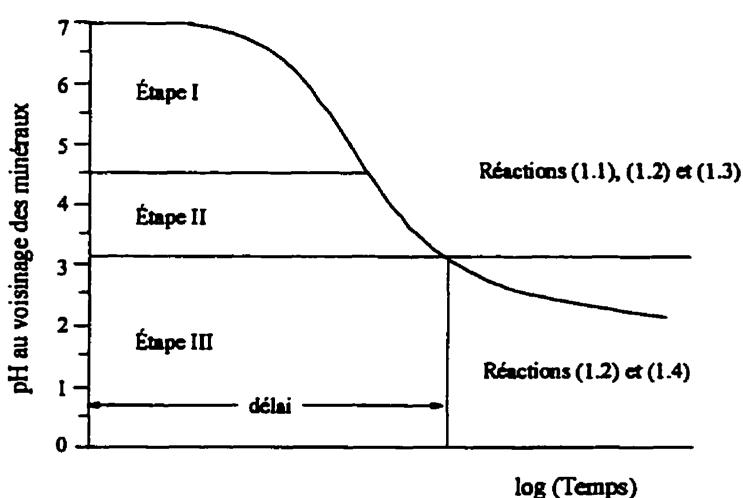


Figure 1.1 Les étapes de la formation du DMA (d'après SRK, 1988)

L'acidification de l'eau a par ailleurs pour effet de faire passer en solution de grandes quantités de métaux lourds, ce qui a des impacts négatifs sur l'environnement.

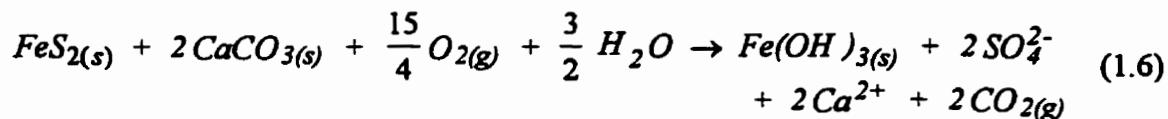
Comme on peut le constater à la lumière des équations précédentes, la formation de DMA exige, outre la présence de minéraux sulfureux, de l'eau et de l'oxygène. En limitant l'apport de l'un ou de l'autre de ces éléments, on peut ralentir (ou même arrêter) la production de DMA.

D'autres facteurs influent sur la vitesse des réactions et, par la suite, sur le taux de production d'acide: ce sont notamment la température, le pH initial du lixiviat, l'activité bactérienne et la surface spécifique des rejets solides. A 4°C, les activités biologique et chimique sont pratiquement identiques (SRK et al., 1987). A 30°C, l'activité biologique devient plus qu'un ordre de grandeur supérieure à l'activité chimique.

La qualité des effluents miniers dépendra également de la qualité des minéraux neutralisant en présence. Les minéraux carbonatés comme la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) sont les principaux neutralisants naturels des acides produits dans les résidus miniers. En neutralisant l'acide qui résulte de l'oxydation des sulfures, la baisse du pH nécessaire au développement des micro-organismes ne peut avoir lieu, et le processus d'acidification ne peut vraiment s'engager (Anon., 1987). A un pH=7,2, l'activité biologique est négligeable (0.20% de la valeur optimale) et l'oxydation chimique devient le seul facteur significatif (SRK et al., 1987). La connaissance de la nature géochimique des déchets miniers est donc essentielle pour la prévision de la qualité des effluents.

L'oxydation des minéraux sulfurés peut conduire à la formation de minéraux secondaires si le milieu se neutralise après un certain temps ou que sa neutralité se maintient pendant le processus (SRK, 1991). Pour les sulfures de fer (comme la pyrite, la marcassite et la pyrrhotite), les minéraux secondaires formés éventuellement à un pH=7, après oxydation et

neutralisation complètes, sont essentiellement les hydroxydes et sulfates ferriques et le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). L'action neutralisante qu'exerce le calcaire, par exemple, sur l'acide produit par l'oxydation de la pyrite peut se représenter comme suit (Williams *et al.*, 1982) :



où l'indice (s) représente un état solide et l'indice (g) un état gazeux.

Des concentrations élevées de $\text{CO}_{2(g)}$ révèlent qu'une oxydation a lieu dans les résidus. Effectivement, le gaz carbonique est produit lorsqu'il y a suffisamment d'acide libéré en présence d'espèces carbonatées qui sont ensuite transformées en phase gazeuse selon l'équation (1.6).

L'oxydation des sulfures commence spécifiquement dans la zone non saturée (zone vadose) et peu profonde des résidus où il y a généralement un apport d'oxygène abondant et une population microbienne importante (figure 1.2). L'acidité libérée se déplacera ensuite avec l'eau d'infiltration vers la nappe phréatique.

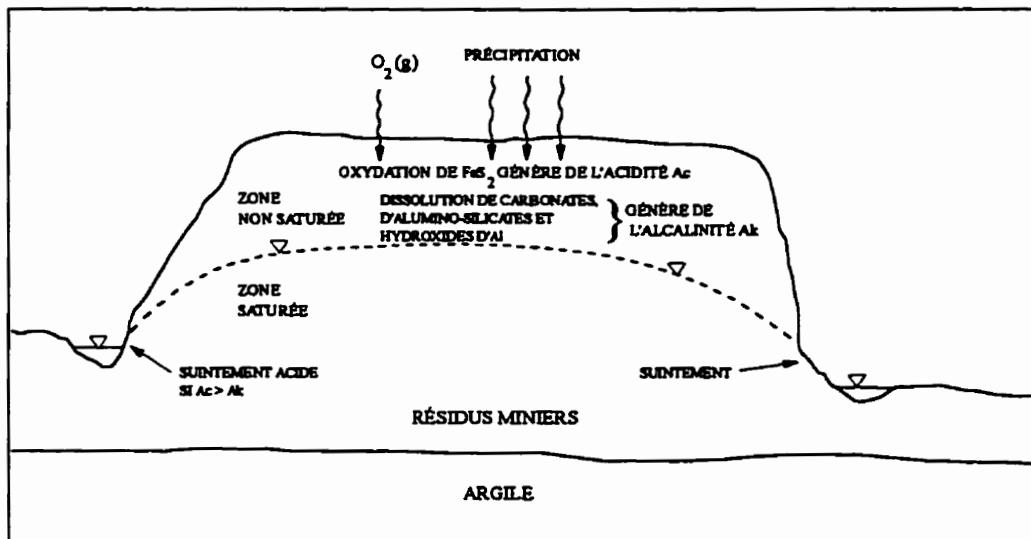


Figure 1.2 Coupe transversale d'un dépôt de résidus type montrant les facteurs contrôlant le développement du DMA (Yanful, 1990a)

En supposant les résidus homogènes vis-à-vis des paramètres physiques (température, teneur en eau, taille des particules), chimiques (teneur en pyrite, réactivité) et de transport (diffusion d'oxygène), le flux d'acide dans les résidus est relié à l'épaisseur de la zone d'oxydation (h) et à la réactivité de la pyrite (R_s) par l'équation suivante (Halbert et al., 1983):

$$F_s = h R_s \rho_r \quad (1.7)$$

- avec F_s : flux d'acide (moles $\text{SO}_4^{2-}/\text{m}^2/\text{an}$)
 h : épaisseur de la zone d'oxydation (zone active)
 R_s : réactivité des résidus (moles SO_4^{2-} produits/kg de résidus/an)
 ρ_r : masse volumique des résidus (kg/m^3).

La réactivité de la pyrite peut être considérée comme la somme des processus biologiques (activité microbienne) et chimiques. L'influence du pH sur l'oxydation biologique de la pyrite peut être exprimée par la relation suivante (Senes et Beak, 1986) :

$$R_s \propto 1 / (1 + 10^{2.5-pH} + 10^{pH-4.0}) \quad (1.8)$$

La figure (1.3) montre l'allure de la courbe réactivité en fonction du pH, à partir de la relation (1.8). La réactivité de la pyrite atteint son maximum pour un pH de 3,2 environ, valeur qui correspond bien à une activité bactérienne intense.

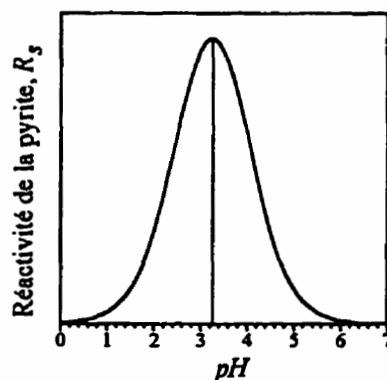


Figure 1.3 Influence du pH sur l'oxydation biologique de la pyrite

L'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et sulfate ferreux est une réaction exothermique libérant 1440 kJ/mole de pyrite (Bennett et al., 1989). Les taux de variation de la température peuvent fournir une indication qualitative sur la réactivité des sulfures (Miller et al., 1990). La figure (1.4) montre un exemple de profil de température pour des résidus hautement réactifs.

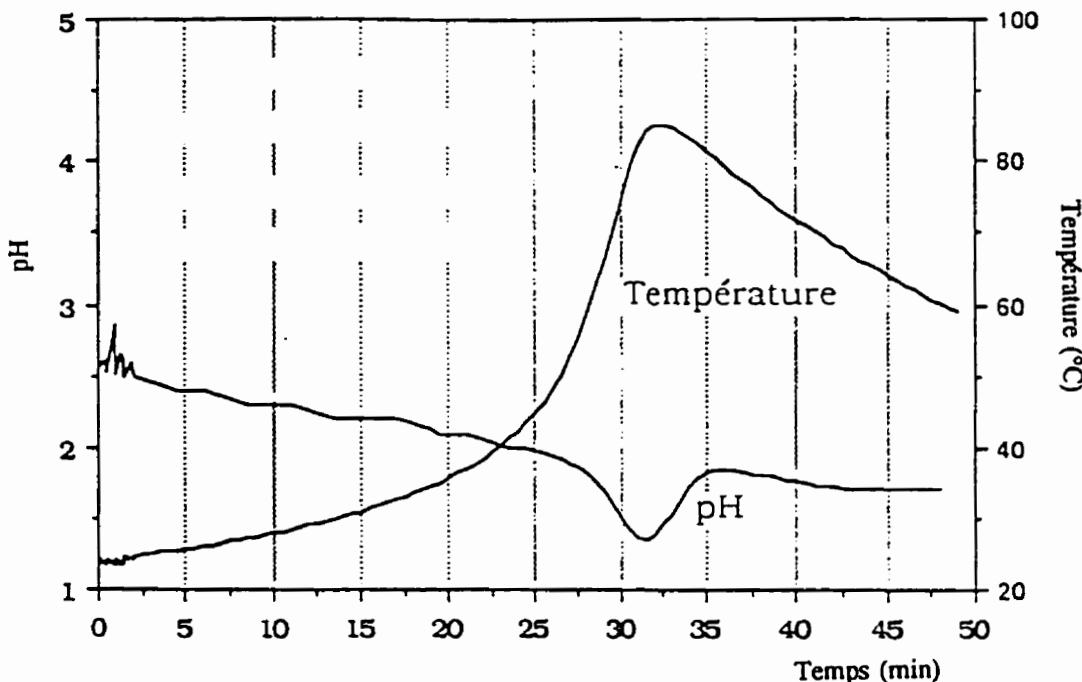


Figure 1.4 Variation de la température en fonction du pH d'un effluent minier acide (Miller et al., 1990).

1.3 Prévision de la production d'acide

On peut déterminer le potentiel d'acidification par l'analyse en laboratoire d'échantillons représentatifs de roches et de stériles. Divers chercheurs ont examiné les méthodes qui s'emploient à cette fin (Sobek et al., 1978; Perry, 1985; Ferguson et Erickson, 1986; Lawrence, 1990).

1.3.1 Essais statiques

On parle de conditions statiques lorsqu'on ne tient pas compte des vitesses relatives de production et de consommation d'acide. En théorie, un échantillon produit une acidité nette après un certain temps, uniquement si l'acidité potentielle dépasse le pouvoir de neutralisation.

Il existe plusieurs types d'essais statiques. Cependant, tous ces essais suivent le même principe de base que nous allons résumer dans ce qui suit. On détermine le potentiel d'acidification d'un échantillon par la mesure de la teneur en soufre totale ou de la teneur en soufre pyritique. Après l'évaluation de l'acidité potentielle, on définit le potentiel de neutralisation par l'analyse de la teneur en carbonates. Une mesure du pH permet d'indiquer la réactivité immédiate des minéraux neutralisants dans l'échantillon et de savoir si une production d'acide importante a eu lieu avant la mesure (SRK, 1991). On obtient le potentiel net de neutralisation (PNN) en retranchant le potentiel d'acidification du potentiel de neutralisation. Si la valeur du PNN est en deçà de 5 tonnes de CaCO₃/1000 tonnes d'échantillon, le milieu est considéré comme acidifiable (Anon., 1987). Si les échantillons prélevés possèdent un potentiel de production d'acide, il faut procéder à des essais cinétiques.

Les essais statiques ne s'appliquent de façon exclusive que lorsqu'il y a un fort excès de produits générateurs ou consommateurs d'acide (Caruccio et al., 1980; Williams et al., 1982; Senes, 1984), mais ils sont néanmoins utiles comme épreuves de dépistage pour déterminer s'il y a lieu de faire des tests plus poussés (Ferguson et Erickson, 1986).

1.3.2 Essais cinétiques

Ces essais font appel au lessivage d'échantillons représentatifs et au contrôle de la qualité de l'effluent sur une longue durée (plusieurs mois ou années). Ils servent à modéliser en laboratoire les processus générateurs et consommateurs d'acide (Anon., 1987). Ils visent aussi à mettre à l'épreuve les techniques de contrôle ou de traitement préconisées, et à définir les vitesses de réaction dans le temps et dans des conditions particulières (SRK, 1991). Par conséquent, les essais cinétiques sont plus coûteux et demandent plus de temps que les essais statiques (Anon., 1987).

Les essais cinétiques en colonnes sont les plus répandus car ils permettent de reproduire certaines conditions en milieu naturel comme l'alternance des cycles humides et secs ou les conditions de dégradation particulières. On peut ainsi évaluer les effets des mesures qu'on veut appliquer pour empêcher l'acidification des effluents. La figure (1.5) présente des exemples d'essais en colonne. Les colonnes (ou lysimètres) sont construites à partir d'un matériau inert chimiquement (PVC, plexiglass, etc.) et peuvent avoir des dimensions variant de 5 cm de diamètre par 60 cm de hauteur à plus de 60 cm de diamètre par 600 cm de hauteur, selon les objectifs souhaités (SRK, 1991). Des dimensions intermédiaires sont souvent utilisées, généralement 25 cm de diamètre par 120 cm de hauteur (CRI, 1991).

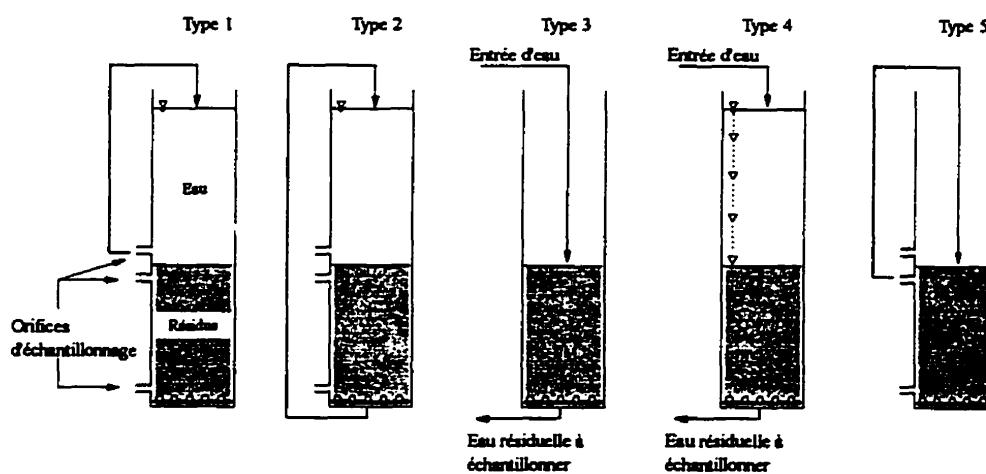


Figure 1.5 Exemples d'essais en colonne (SRK, 1991).

L'indication d'un potentiel de génération d'acide peut être donnée par la qualité du lixiviat (SRK, 1991; CRI, 1991) :

- *décroissance du pH:*

- $\text{pH} > 5$: l'échantillon est assez peu acidogène et/ou la neutralisation de l'acide prévaut sur sa production;
- $3 \leq \text{pH} \leq 5$: l'échantillon est acidogène et une certaine neutralisation de l'acide peut avoir lieu;
- $\text{pH} < 3$: l'échantillon est très acidogène et le rôle de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* peut être très significatif.

- *augmentation de la conductivité électrique*

- *augmentation du potentiel d'oxydoréduction (Eh):*

- au début de la génération d'acide, les valeurs redox sont relativement basses ($Eh < 400$ mV);
- des valeurs élevées ($Eh > 450$ mV) indiquent une oxydation plus vigoureuse et une influence de bactéries « ferro-oxydantes »;
- au-dessus de 500 mV, l'oxydation du fer ferrique des minéraux sulfureux peut être significative.

D'autres mesures portent sur les sulfates, l'acidité et les métaux (SRK, 1991):

- *Sulfates:* les sulfates (SO_4^{2-}) sont des sous-produits directs de l'oxydation complète des sulfures. C'est pourquoi les sulfates constituent un bon indicateur du taux d'oxydation des sulfures et de la production d'acide si:

- tout le soufre oxydé se dégage dans l'eau;
- tout le soufre de l'eau s'oxyde complètement pour former du sulfate;
- la précipitation du gypse ou d'un autre minéral sulfaté ne limite pas la concentration aqueuse du sulfate.

- *Acidité* : l'acidité est la mesure cumulative de plusieurs espèces en phase aqueuse dont le Fe^{2+} , le Fe(OH)^{2+} , le Al^{3+} et le HSO_4^- . L'acidité peut donc servir d'indicateur brut de la capacité de production d'acide. Il existe fréquemment une corrélation entre les sulfates et l'acidité sauf si la neutralisation est importante.

- *Métaux* : l'analyse des métaux en phase aqueuse permet de déterminer le taux d'épuisement du métal de l'échantillon, en comparant le dégagement de métal par rapport au contenu métallique original. Habituellement, le dégagement de métaux des minéraux sulfureux, au cours de l'oxydation, ne constitue pas un indicateur fiable du taux de production d'acide en raison des effets secondaires attribuables, entre autres, à l'hydrolyse et à la précipitation des minéraux secondaires.

D'autres types d'essais cinétiques comme l'épreuve de "B.C. Research", le réacteur de Soxhlet, les essais en flacons agités ou en cellules d'humidité, sont largement décrits par SRK (1991) et Anon. (1987).

1.3.3 Modèles mathématiques

L'extrapolation des taux de production d'acide et de neutralisation du pH au-delà de la durée des essais se réalise au moyen de modèles mathématiques. Des modèles ont été développés pour prévoir la qualité des effluents miniers de façon quantitative (Cathles, 1979; Ricca et Shultz, 1979; Davis et Ritchie, 1983; Halbert et al., 1983; Canuccio, 1984; Jaynes et al., 1984; Nicholson, 1984; White et al., 1994). Ces modèles sont généralement assez complexes et doivent encore faire l'objet de vérifications approfondies. Il est souvent difficile de déterminer les composantes du modèle, si celui-ci existe, qui correspondent le mieux à la réalité. On n'obtient pas nécessairement une meilleure prévision en augmentant la complexité du modèle, puisque les modèles plus complexes nécessitent davantage de paramètres qui doivent eux-mêmes être définis (SRK, 1991).

Pour être utilisés comme outils de dépistage, les modèles mathématiques doivent être vérifiés, étalonnés et validés. En raison d'un manque de données à long terme recueillies sur le terrain, il est peu probable qu'un modèle élaboré pour la production d'acide dans des dépôts sulfureux soit parfaitement validé. Dans de nombreux cas, les modèles mathématiques les plus élémentaires qui existent, pour extrapoler les tendances des données des essais en laboratoire ou sur le terrain, se sont avérés plus utiles que les modèles complexes, en raison de l'insuffisance des données d'entrée et de l'incertitude que comportent ces derniers (SRK, 1991).

Tout mécanisme chimique ou biochimique consiste en une série de processus élémentaires. Le plus lent de ces processus élémentaires est considéré comme l'étape déterminante du taux. Stumm et Morgan (1981) ont proposé un modèle de description de l'oxydation de la pyrite selon le schéma de la figure (1.6). Ce schéma est une simplification des équations chimiques (1.1), (1.2), (1.3) et (1.4) présentées au chapitre précédent.

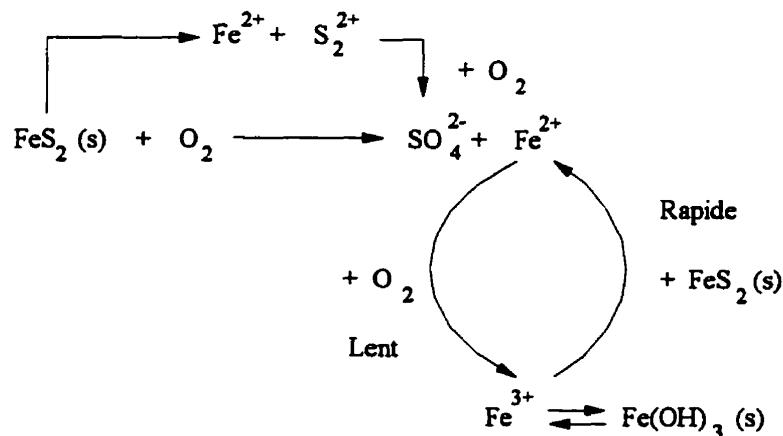


Figure 1.6 Formation du DMA à partir de l'oxydation de la pyrite (Stumm et Morgan, 1981)

Le paramètre principal dans la plupart des modèles de production d'acide est la vitesse de production des sulfates à partir de la pyrite. On peut relier stoechiométriquement cette vitesse à celle de consommation de la pyrite et de l'oxygène (réaction 1.1) selon les égalités suivantes (SRK, 1991) :

$$\frac{1}{2} \frac{d[SO_4^{2-}]}{dt} = - \frac{d[FeS_2]}{dt} = - \frac{1}{3,5} \frac{d[O_2]}{dt} \quad (1.9)$$

où $[SO_4^{2-}]$, $[FeS_2]$ et $[O_2]$ représentent, respectivement, les masses (moles) du sulfate, de la pyrite et de l'oxygène.

Les divers modèles élaborés récemment (Cathles et Schlitt, 1980; Jaynes et al., 1984; Nicholson, 1984; Davis et Ritchie, 1986; Senes et Beak, 1986; White et al., 1994) ont focalisé principalement sur les processus de transport d'oxygène dans les résidus et les roches stériles. Puisque les résidus miniers sont habituellement des matériaux non consolidés, la pyrite se présente sous la forme de particules distinctes avec une certaine distribution de la taille (SRK et al., 1987). Dans ce cas, l'oxydation a lieu sur toute la surface de la particule, ce qui entraîne la décroissance de la taille de cette dernière.

D'autres modèles géochimiques d'équilibre peuvent être utilisés dans l'évaluation des minéraux en solution dans l'eau souterraine située sous les résidus réactifs (Westall et al., 1976; Ball et al., 1981; Felmy et al., 1984).

CHAPITRE II

PRÉVENTION ET CONTRÔLE DE LA PRODUCTION D'ACIDE -

BARRIÈRES DE RECOUVREMENT

Comme cela a été discuté au chapitre 1, la cause de la production d'acide est la présence d'oxygène et d'eau dans des résidus renfermant des minéraux sulfureux réactifs. Le contrôle par un système de recouvrement (couverture) bien conçu, permettant de restreindre la pénétration de l'oxygène et de l'eau dans les résidus réactifs, paraît être une mesure efficace et permanente pour limiter la production d'eaux acides et les autres problèmes corollaires. Divers matériaux peuvent entrer dans la conception d'une couverture, selon leur disponibilité dans les environs et les conditions du site. On peut ainsi utiliser différents types de sols (ou autres matériaux meubles), des membranes synthétiques, une combinaison de terre et d'eau permettant d'obtenir un sol saturé ou marécageux, ainsi que divers autres matériaux tels que le ciment, le bitume, etc. Le tableau 2.1 décrit sommairement quelques procédés d'amélioration des effluents miniers acides, et le tableau 2.2 compare l'efficacité de certains de ces procédés.

Le chapitre présent traite essentiellement du contrôle de la production d'acide par l'utilisation de divers types de matériaux de recouvrement, l'objectif principal étant l'exclusion de l'oxygène et/ou de l'eau.

Tableau 2.1 Description sommaire des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon., 1987)

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
1. Désulfuration a) Récupération biologique activée	On active l'acidification pour abaisser la teneur en sulfure des déchets et on recueille le lixiviat pour en extraire les métaux.	À terme, élimination presque totale des sulfures. La vente des métaux récupérés permet de couvrir les frais.	- surveillance étroite du lixiviat car il y a danger de pollution grave; - traitement de l'effluent final; - beaucoup de travail requis pour l'entretien et l'exploitation.
b) Enlèvement des déchets	Enlèvement des déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et transport dans un lieu moins vulnérable. Moyen efficace si la production d'effluents acides est localisée.	Disparition de la plupart des secteurs qui présentaient un problème grave.	Accroissement possible du volume d'effluent en remuant les déchets. Nécessité de trouver un lieu de décharge sûr. Difficulté, parfois, de localiser les secteurs à fort potentiel d'acidification.
2. Augmentation de l'alcalinité a) Chaux/calcaire	On couvre la masse de déchets de chaux ou de calcaire, si bien que les eaux d'infiltration s'alcaliniseront.	Emploi simple et peu coûteux.	Il est peu probable que l'acidification soit réellement ralentie à long terme. Il est difficile de déterminer le bon dosage de chaux et de faire en sorte que l'épandage couvre tous les secteurs à fort potentiel d'acidification.
b) Tranchées de matériaux alcalins	On place des matériaux alcalins dans des tranchées creusées dans les principales zones d'alimentation de la nappe.	Relativement peu coûteuse. L'installation demande peu d'entretien.	Résultats incertains. Renouvellement des matériaux alcalins avec le temps.

Tableau 2.1 (suite)

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
3. Réduction de l'apport d'oxygène a) Couverture d'argile, de plastique, de ciment, d'asphalte, etc., sur les déchets.	On aménage sur la masse de déchets une couverture empêchant l'oxygène de pénétrer.	Moyen vraisemblablement efficace de limiter l'acidification. Niveau d'entretien moyen.	Cette méthode peut être coûteuse s'il faut couvrir de grands amas de déchets. Il est difficile de constituer une couverture étanche à cause de l'effet de lassement différentiel et de l'érosion. Il peut être difficile de trouver une quantité suffisante du matériau de recouvrement.
b) inondation des déchets.	On élève le niveau de la nappe phréatique ou des eaux de surface afin de submerger les déchets de façon permanente.	Permet probablement de réduire substantiellement la production d'effluents acides à long terme.	Coût modéré ou élevé. Il peut être difficile d'aménager des digues et des ouvrages de dérivation permanents.
4. Élimination de bactéries.	On répand des bactéricides sur les déchets; on peut employer du lauryl sulfate de sodium, du benzoate de sodium ou du sorbate de potassium.	Emploi facile; convient bien pour réduire rapidement la production d'effluents acides.	Efficacité incertaine. Coût moyen. Difficulté d'atteindre les déchets profonds. Plusieurs applications.
5. Neutralisation sur place. Addition de carbonates.	On enlève les déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et on les mélange avec des carbonates, des composés qui neutralisent l'acide.	Traitements autorégulateur. Aucun entretien après le traitement.	Le traitement peut être coûteux. Les particules de calcaire peuvent s'enrober et perdre leur efficacité. Accroissement possible du volume d'effluent acide immédiatement après avoir remué les déchets.

Tableau 2.2 Efficacité des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon., 1987)

Procédé	Emploi	Résultat	Référence
1. Épandage (superficiel) de chaux.	Dépôt de stériles de mines de charbon.	Inefficace.	Geidel et Caruccio (1982)
2. Nivellement, épandage (superficiel) de chaux et reconstitution de la couverture végétale.	Remblais de stériles de mines de charbon.	Inefficace après 1 an.	Lusardi et Erickson (1985)
3. Nivellement, construction d'ouvrages de dérivation, épandage (superficiel) de chaux et de boues d'épuration et reconstitution de la couverture végétale.	Résidus et stériles de mines d'or.	Amélioration plutôt faible après 10 ans.	Hinkie (1984)
4. Nivellement, épandage (superficiel) de bactéricides, de terre arable et de chaux et reconstitution de la couverture végétale.	Tas de rejets de mines de charbon.	Baisse notable de l'acidité et de la teneur en métaux après 1 an.	Shellhorn <i>et al.</i> (1985)
5. Aménagement de tranchées de matériaux alcalins (carbonate de sodium et chaux).	Remblais de stériles de mines de charbon.	Baisse notable de l'acidité et de la teneur en sulfate après 1 an.	Caruccio et Geidel (1984)
6. Inondation de l'exploitation et pose d'un recouvrement sec.	84 mines de charbon souterraines.	Inondation des puits plus efficace que recouvrement sec.	Buck et <i>al.</i> (1976)
7. Épandage (superficiel) de chaux et de terre arable et reconstitution de la couverture végétale.	Dépôt de stériles de mines de métaux.	Inefficace après 5 ans.	Farner et Richardson (1981)

Tableau 2.2 (Suite)

Procédé	Emploi	Résultat	Référence
8. Nivellement, aménagement d'une couche d'argile doublée d'une couche arable et reconstitution de la végétation.	Dépôt de stériles de mines de métaux.	Baisse notable de la température et de la teneur en oxygène après 1 an (effets inconnus sur la qualité de l'eau).	Harries et Ritchie (1985)
9. Lutte contre l'infiltration d'eau dans les mines souterraines: nivellation, compression, aménagement d'une protection étanche et reconstitution de la couverture végétale.	Mines de charbon souterraines.	Efficace (certaine amélioration en traitant l'effluent acide).	Herrmann (1980)
10. Tas de déchets recouverts expérimentalement de: a) terre arable, b) sable grossier/till. Reconstitution de la couverture arable.	Tas de pierres expérimentaux de mines de métaux.	Faible amélioration de la qualité. Volume de lixiviat réduit après 2 ans dans le cas des couvertures de terre arable et de mélange sable grossier et till.	Eger et Lapakko (1981)
11. Construction de 11 barrages de protection contre l'air humide et de 1 double cloison étanche.	12 mines de charbon souterraines.	Encore efficace, après 12 ans, pour abaisser l'acidité, la teneur en sulfate et en fer.	Adams et Lipscomb (1980)
12. Nivellement, pose d'une toile de plastique, aménagement d'une couche arable et reconstitution de la végétation.	Déchets de mines de charbon.	Après 2 ans, baisse de l'acidité.	Canuccio et Geidel (1983)

2.1 Couverture aquatique

La solubilité de l'oxygène et sa diffusion dans l'eau sont très faibles. Par conséquent, la couverture aquatique (appelée aussi « barrière humide ») qui consiste à inonder les résidus paraît être actuellement la technique la plus sûre quant à la limitation du transport de l'oxygène vers les résidus réactifs. Cependant, il peut s'avérer difficile de réaliser ce type de recouvrement pour certains parcs à résidus. On a alors souvent recours à l'évacuation des résidus dans les eaux naturelles, dans des réservoirs artificiels ou dans des galeries de mines inondées. On a constaté que la déposition subaquatique des résidus potentiellement réactifs ramène la production d'acide à des niveaux négligeables (Nolan, Davis & Associates, 1987; SRK, 1988). SRK (1988) rapportent quelques vingt-cinq exemples d'évacuations sous une couverture d'eau. Il faut faire quand même preuve de prudence lorsqu'on envisage de placer sous l'eau les vieux résidus qui ont déjà produit de l'acide, car il se pourrait que les produits de l'oxydation contenus dans ces résidus se dissolvent (SRK, 1991). D'autres considérations peuvent représenter également des inconvénients pour cette méthode de recouvrement, telles que:

- la disponibilité de l'eau afin de maintenir une couverture aquatique permanente et suffisamment épaisse (0,5 à 1 m, selon Davé et Vivyurka, 1994) pour éviter l'érosion des résidus due à l'action des vagues,
- l'aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation,
- le suivi et l'entretien des ouvrages,
- le traitement des eaux d'exhaure,
- le risque d'une infiltration d'eau pouvant entraîner des contaminants solubles existants dans les résidus vers la nappe phréatique,
- les problèmes liés à la turbidité et à la mobilisation des métaux qui peuvent influencer l'écosystème du lac où sont déposés les résidus.

Selon Ritcey (1989), des résidus fortement pyriteux peuvent encore s'oxyder sous une couverture d'eau peu profonde, à cause de la présence de la lumière du soleil, de bactéries et de l'air jusqu'à ce qu'une quantité suffisante de substances organiques ou de sédiments couvre les résidus.

2.2 Couvertures synthétiques

Les membranes synthétiques (géomembranes), par exemple les PVC (polychlorures de vinyle) et les HDPE (polyéthylène à haute densité), permettent de fabriquer des couvertures ayant une perméabilité à l'air extrêmement faible, et donc étanches à l'oxygène. Les géomembranes ont des conductivités hydrauliques (K) entre 10^{-10} et 10^{-13} cm/s. Le débit de fuite à travers le matériau d'une géomembrane est négligeable. Une comparaison à petite échelle (ou en laboratoire), avec de l'argile et un sol-bentonite donne les valeurs suivantes (Chapuis, 1992): une géomembrane de 1 mm d'épaisseur avec $K=10^{-12}$ cm/s, donne théoriquement un débit de fuite cent fois plus faible qu'une couche d'argile de 1 m d'épaisseur avec $K=10^{-7}$ cm/s, et cinquante fois plus faible qu'une couche de sol-bentonite de 20 cm d'épaisseur avec $K=10^{-8}$ cm/s, dans les mêmes conditions hydrauliques. Mais on ne dispose pratiquement d'aucun essai de performance sur les géomembranes qui permettrait de vérifier si les valeurs prédites du débit global de fuite sont réalistes (Chapuis, 1992). Une bonne synthèse des travaux sur les géosynthétiques peut être retrouvée dans Koerner (1994).

Une bonne préparation et une bonne construction de la sous-couche sont des facteurs essentiels pour réussir l'installation d'une géomembrane. Cela consiste en l'excavation des matériaux compressibles, la stérilisation de la sous-couche, l'enlèvement de toutes les pierres et débris, le nivelage et le compactage, l'installation d'un "coussin" de sable, de la membrane et d'une couverture de sol (SRK, 1991). Cette dernière servira à protéger la géomembrane des intempéries (rayons U.V., froid, glaces, vent) et des dommages accidentels par chocs ou déchirures. Chapuis (1992) propose une épaisseur minimale de 30 cm pour le sol de recouvrement. La pose d'une couverture en sol exige une inclinaison de la géomembrane

moins prononcée que 3H/1V (SRK, 1991). Par ailleurs, on doit prévoir une ventilation de la géomembrane afin d'évacuer les gaz produits par la sous-couche, par exemple le méthane dû à la décomposition de matières organiques enfouies.

Caruccio et Geidel (1983) ont utilisé une membrane en PVC pour couvrir un parc à déchets de mines de charbon, et ont reconstitué ensuite la couverture végétale. Les résultats ont indiqué une baisse importante de l'acidité après deux ans. D'autres expériences utilisant une géomembrane comme couverture sont menées actuellement au Canada par MRNQ (Ministère des Ressources Naturelles du Québec) sur les sites miniers de Weedon et de SOMEX Ltée; les premiers résultats semblent indiquer une bonne amélioration de la situation (Gignac, 1996).

Utilisées comme barrière en combinaison avec des couches de matériaux géologiques pour former une couverture complexe (e.g. Daniel et Richardson, 1995), les géomembranes devraient s'avérer très efficaces pour limiter l'infiltration de l'oxygène et de l'eau vers les résidus. Cependant, leur coût constitue une limitation sérieuse à leur utilisation. De plus, une incertitude importante demeure quant à leur durabilité à long terme (e.g. Koerner et al., 1990; Rollin et al., 1991; SRK, 1991).

2.3 Matériaux alternatifs

Plusieurs autres matériaux peuvent être utilisés dans les barrières de recouvrement. Ces matériaux alternatifs pourraient constituer une ou plusieurs couche(s) dans la couverture. Bien que la plupart ne soient utilisés qu'à titre expérimental, les principaux sont mentionnés dans ce qui suit; plus de détails sont inclus dans le rapport de SENES (1994).

- Rejets des industries de pâte et papier

Ces matériaux pourraient, lorsque densifiés adéquatement, devenir suffisamment imperméables pour rencontrer l'objectif usuel de $K \leq 10^{-7}$ cm/s (e.g. Anon., 1993; Maltby et

Eppstein, 1994). On doit toutefois s'assurer que la biodégradation n'affectera pas de façon indue les caractéristiques du recouvrement.

- Enduits

On peut aussi appliquer des enduits d'étanchéité naturels ou synthétiques (asphalte, béton, résine epoxy, polyester, silicone, vinyle, etc.) à la surface des résidus afin de former une barrière contre l'infiltration et la diffusion de l'oxygène. Quoiqu'ils présentent beaucoup d'avantages par rapport à d'autres matériaux, leur utilisation comme couverture de rejets miniers reste limitée principalement par leur coût excessif. Le bitume, s'il est protégé des rayonnements nocifs (comme les ultraviolets) et de l'oxygène, est un produit très durable et d'une grande flexibilité. Les premiers essais s'intéressant à ce type de recouvrement ont été effectués dans des dépôts de résidus d'uranium afin de limiter l'émanation du radon. Les essais sur le terrain ont démontré que les enduits bitumineux pourraient réduire le flux du radon de plus de 99% (Baker et al., 1984). Cependant, d'autres essais effectués par Markos et Bush (1982) à Grand Junction, sur les résidus de Colorado, ont montré des fissurations de la couverture en asphalte de 15 cm d'épaisseur, à cause de la remontée des sels acidiques par capillarité et par effets d'osmose entre les résidus et la couche coiffante. Après neuf mois environ, la couche d'asphalte avait complètement disparu. Spires (1975) avait proposé une couche en gravier au-dessus des résidus pour empêcher la migration des sels.

Une autre alternative est celle qui consisterait à mélanger des géopolymères avec les résidus ou avec les matériaux meubles de recouvrement. Cette opportunité est encore au stade de recherche (SRK, 1991).

- Matériaux organiques

Parce qu'ils permettent de retenir l'eau et empêchent le passage de l'oxygène (consommé par l'activité bactérienne), les rejets forestiers (copeaux de bois) peuvent être employés comme

recouvrement (e.g. Tremblay, 1993). D'autres rejets organiques, comme des déchets municipaux compostés, sont aussi considérés (e.g. Pierce et al., 1994).

- **Ciment et/ou cendres volantes**

Mélangés à un sol (pouvant être de la bentonite), le ciment et les cendres volantes (utilisés ensemble ou séparément) peuvent former une couche de faible perméabilité. Cette couche se révèle toutefois peu déformable et sujette à la fissuration (e.g. Daniel et Estornell, 1990; Martin et al., 1990; Garzon et Leguy, 1993; Barbagallo et Triano, 1993; Bowders et al., 1994; Saarela, 1994; Jones et Wong, 1994).

- **Boues amendées**

Divers types de boues, comme des boues de traitement d'eaux domestiques amendées à la chaux, ont été utilisées (avec un succès mitigé) comme matériau de recouvrement (Shakoor et Schmidt, 1989; Broman et al., 1991).

2.4 Couvertures en matériaux meubles

L'utilisation de matériaux géologiques naturels pour former des « barrières sèches » (figure 2.1) apparaît actuellement comme l'alternative la plus répandue, tant pour des raisons environnementales et sociales que pour des raisons techniques et économiques.

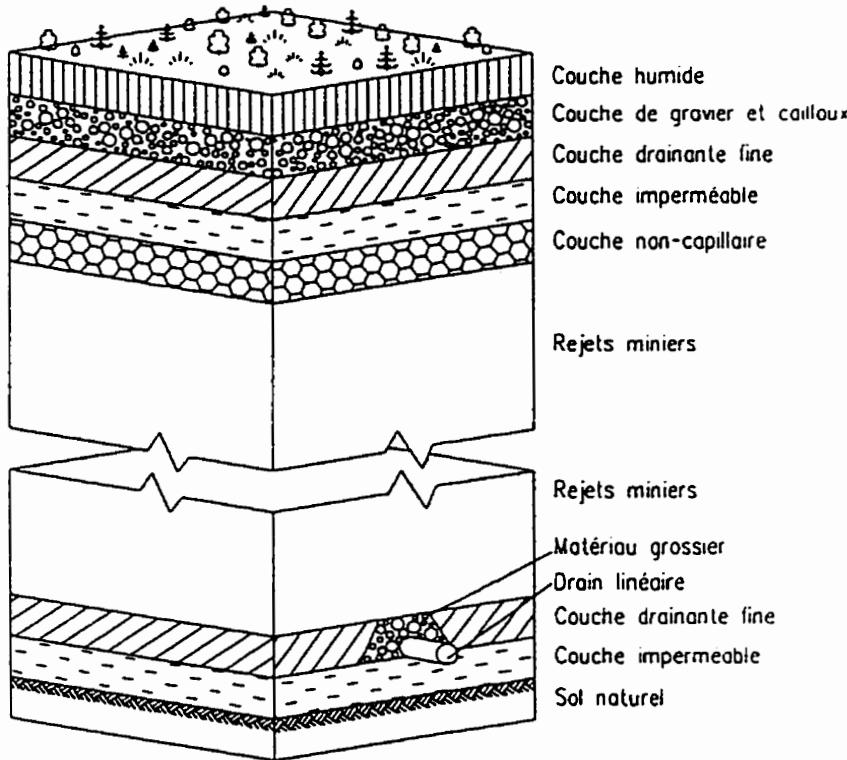


Figure 2.1 Section typique d'un site d'entreposage de résidus miniers

(tiré de Aubertin et Chapuis, 1991; inspiré de Oakley, 1987)

Parmi les principaux objectifs visés par la mise en place d'une barrière de recouvrement constituée de matériaux géologiques, on peut mentionner (Aubertin et Chapuis, 1991) :

- la stabilisation de la surface contre l'érosion par l'eau et le vent;
- la protection des résidus contre les inondations et les autres forces majeures;
- la stabilisation des résidus face aux mouvements et au transport;
- la restauration du site à un état productif (pâturage, agriculture, forêt, etc.);
- la protection du sol et des eaux de surface et souterraines contre la contamination par la migration du lixiviat et des contaminants;
- le contrôle de l'utilisation future du site et des résidus par la population.

Des activités de recherche sur ce sujet sont en cours dans plusieurs pays. En Suède, par exemple, des travaux importants ont été réalisés sur la technologie de conception de couvertures en sol sur des déchets de mines de métaux de base (Magnusson et Rasmuson, 1983; Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1990). En Australie, les travaux réalisés sur le chantier de Rum Jungle présentent des résultats prometteurs de recouvrements utilisant des matériaux naturels (Harries et Ritchie, 1990; SRK, 1991). Des projets intéressants sont également en cours au Canada (e.g. Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Yanful, 1990a, 1991a; Aubertin et *al.*, 1995) et aux États-Unis (Hutchison et Ellison, 1992).

À travers ces nombreuses études, on a observé que l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de matériaux meubles pour limiter le DMA dépend de nombreux facteurs, dont la perméabilité du matériau et sa résistance à la diffusion de l'oxygène (Aubertin, 1992). De façon plus spécifique, pratiquement toutes les études faites jusqu'à maintenant sur les couvertures montrent que leur efficacité dépend essentiellement de leur capacité de limiter la diffusion de l'oxygène (le maillon clé dans le mécanisme de production de DMA) qui est fortement affectée par leur teneur en eau (Collin, 1987; Anon, 1987; Nicholson et *al.*, 1989; Collin et Rasmuson, 1990; Barbour, 1990; SRK, 1991; Yanful, 1991a; Akindunni et *al.*, 1991; Aachib et *al.*, 1993, 1994).

La couverture en sols peut être simple (monocouche) ou complexe (multicouches), selon les objectifs visés.

2.4.1 Couvertures simples

Par le passé, on a fréquemment tenté de constituer de telles barrières à l'aide d'une simple couverture végétale, suite à un programme de revégétation pouvant impliquer l'amendement des résidus et l'utilisation de sol organique. Malheureusement, il a été démontré qu'un tel couvert végétal ne permet pas de contrôler le DMA dans le cas des résidus sulfureux (Veldhuizen et *al.*, 1987; Ritcey, 1989; St-Arnaud et *al.*, 1989); celui-ci pourrait même

amplifier le problème en abaissant le niveau de la nappe phréatique et en favorisant l'infiltration de l'eau et de l'oxygène (Aubertin et Chapuis, 1991).

La construction de barrières simples à partir d'une couche de sol imperméable (argile, silt ou till) est souvent moins dispendieuse que les barrières complexes, mais semble cependant d'une efficacité limitée compte tenu de la difficulté de maintenir le matériau à un haut degré de saturation et d'assurer son intégrité malgré la pénétration des racines et les sévices climatiques (gel-dégel, mouillage-séchage, etc.). Une couche d'une épaisseur minimale de 2 m de sol fin, recouverte d'une couche de protection contre l'érosion (végétation, lit de pierre) est alors nécessaire afin d'obtenir un rendement acceptable, sans pour autant en assurer le succès à long terme (Aubertin et Chapuis, 1991). Il est plus efficace et plus rentable d'utiliser un système multicouche.

2.4.2 Couvertures complexes

La configuration géométrique des barrières de recouvrement complexes (pour les rejets industriels, domestiques et miniers) a fait l'objet de plusieurs discussions dans la littérature (e.g. Magnusson et Rasmuson, 1983; Garga et al., 1983; Koerner, 1984; Oakley, 1987; Rasmuson et Eriksson, 1987; Caldwell et Hobbs, 1987; SRK, 1988, 1991; Nicholson et al., 1989, 1991; Ritcey, 1989; Barton-Bridges et Robertson, 1989; Anon., 1990; Bonaparte, 1990; Landva et Knowles, 1990; Oweis et Khera, 1990; Yanful, 1990b; Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin, 1992; Hutchison et Ellison, 1992; Jones et Wong, 1994; Strachen, 1994; Strachen et Olenick, 1994; Fréchette, 1994).

Un des premiers concepts de couverture composite pour les dépôts de résidus miniers sulfureux a été décrit par Magnusson et Rasmuson (1983). En alternant des couches de sol à granulométrie grossière (sable grossier) et des couches à granulométrie fine (argile, silt), ces auteurs ont montré qu'il était possible de constituer des barrières à l'infiltration d'eau et à la

diffusion de l'oxygène vers les résidus. Magnusson et Rasmussen (1983) (voir aussi Rasmussen et Eriksson, 1987; Collin, 1987) ont proposé de recouvrir les résidus par une couche à granulométrie fine confinée entre deux couches à granulométrie grossière (concept de barrière capillaire étudié au chapitre 4), le tout étant recouvert d'une zone de rétention de l'humidité qui constitue la couche superficielle offrant une protection contre l'érosion (figure 3.16 du chapitre 3). Les deux couches à granulométrie grossière empêcheront également la remontée d'eau par capillarité, en provenance de la couche à sol fin et des résidus. On évite ainsi l'assèchement de cette couche et la migration d'eau contaminée vers le revêtement en sol. Une remontée des sels acidiques peut engendrer de graves préjudices à la couverture, tel la fissuration de la couche à texture fine, voir même sa destruction totale (Markos et Bush, 1982). Les racines des plantes peuvent également en souffrir. Les couches à granulométrie grossière peuvent aussi agir comme couches de drainage, permettant l'évacuation latérale de l'eau et par la suite la diminution de son infiltration vers les résidus.

Parmi les composantes d'une structure multicouche, on peut trouver (SRK, 1991; Aubertin et Chapuis, 1991) :

- une couche superficielle

La protection contre l'érosion peut être assurée par la végétation ou par l'utilisation de graviers grossiers comme matériaux de la couche superficielle. Une étude menée dans le cadre du projet Uranium Mill Tailings Remedial Action (UMTRAP) aux États-Unis, a montré qu'une végétation sur des couvertures en sol permet de contrôler l'infiltration et de stabiliser les résidus.

Des études sur des dépôts de résidus d'uranium au Canada (SRK, 1986) indiquent également qu'une couverture forestière pourrait contrôler adéquatement l'érosion en nappe ou en rigoles, de même que l'érosion éolienne. Mais il n'existe encore aucune méthode d'analyse permettant d'évaluer l'efficacité de la végétation pour contrer l'érosion par rigoles (SRK, 1991).

Un guide de conception de couvertures végétales a été préparé par Beedlow (1984) pour les dépôts de résidus d'uranium aux États-Unis. D'autres informations à ce sujet peuvent être trouvées dans Ritcey (1989) et Brooks et al. (1989). Un guide pour la conception de dispositifs en enrochement comme moyen de protection contre l'érosion a été préparé par Walters (1982).

Sous une couche de protection végétale, on place une couche de sol humide servant à la croissance des plantes et à la rétention de l'eau. Cette couche peut avoir une épaisseur variant de 15 à 50 cm, selon la nature des plantes, les caractéristiques des matériaux de cette couche et des couches sous-jacentes.

- une couche de protection

Cette couche, constituée d'un matériau grossier, d'une épaisseur variant de 30 à 60 cm, sert contre les intrusions biologiques et fournit une deuxième ligne de protection contre l'érosion. On devrait utiliser ici un gravier bien étalé (GW) comprenant des cailloux.

- une couche drainante

Cette couche, de 15 à 30 cm d'épaisseur, et formée d'un sable ayant une perméabilité supérieure, de 3 à 4 ordres de grandeur, à celle de la couche de matériau fin sous-jacente. Elle sert de barrière non capillaire, qui réduit les pertes d'humidité dans la couche capillaire. Cette couche drainante sert aussi à contrôler l'eau qui s'infiltra de la surface, et à l'évacuer latéralement.

Les deux couches précédentes peuvent être combinées en une seule lorsque les caractéristiques des matériaux disponibles sont adéquates.

- *une couche à rétention capillaire peu perméable*

L'eau interstitielle contenue dans la couche à texture fine peut être maintenue sous une pression négative et ainsi retenue en place si les couches supérieure et sous-jacente sont constituées de matériaux à granulométrie grossière. En maintenant saturée cette couche peu perméable, on empêche de ce fait l'oxygène de s'infiltre dans les couches inférieures, ainsi que la fissuration due au dessèchement. Le type de matériau meuble qui semble le mieux approprié pour construire une zone de rétention capillaire est un matériau silteux (Nicholson et al., 1989, 1991; Collin et Rasmuson, 1990; SRK, 1991; Aubertin et Chapuis, 1991). Yanful (1991b) recommande que la fraction argileuse représente moins de 20% du matériau. Nicholson et al. (1989, 1991), Collin et Rasmuson (1990), Aubertin et Chapuis (1990) et Aubertin et al. (1993) suggèrent d'utiliser des résidus non réactifs comme barrière capillaire.

D'autre part, on pourrait considérer que des matériaux meubles amendés à la bentonite permettraient aussi d'atteindre les objectifs propres à cette couche, avec une perméabilité encore plus basse, inférieure à 10^{-7} cm/s (figure 2.2). Les caractéristiques hydrogéotechniques de ces mélanges ont été largement discutées dans la littérature (D'Appolonia, 1980; Alther et al., 1985; Abeele, 1986; Chapuis et Beaudry, 1989; Chapuis et al., 1990; Chapuis et Pouliot, 1990; Chapuis, 1990a,b; Marron et al., 1990; Chapuis et Marcotte, 1991; Lopes et Buettner, 1991; EPA, 1991).

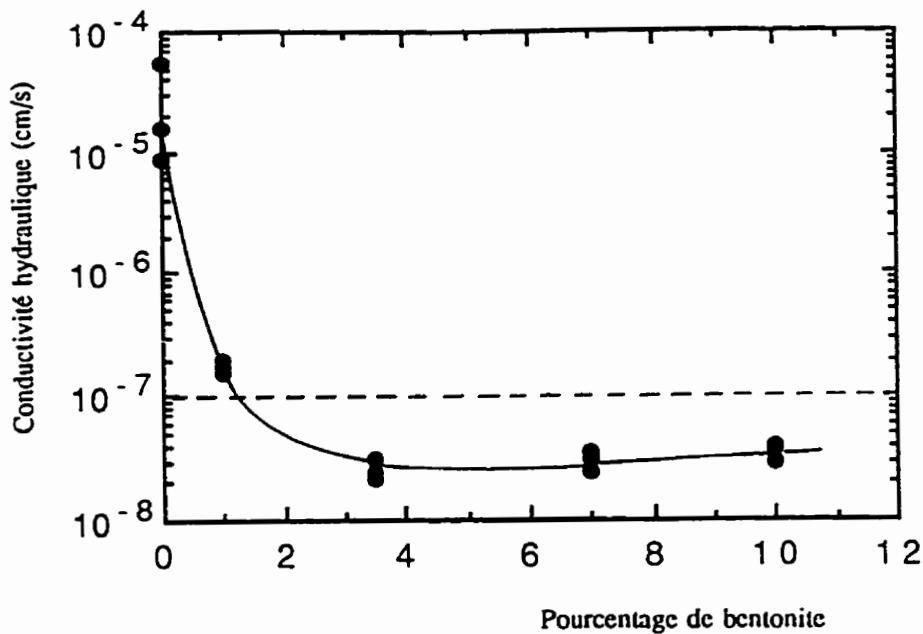


Figure 2.2 Effet de la teneur en bentonite sur la conductivité hydraulique d'un matériau meuble amendé (EPA, 1991).

Notons enfin que l'efficacité à long terme d'une couche à rétention capillaire risque de diminuer considérablement si on laisse les matériaux fins pénétrer dans les couches confinantes à granulométrie grossière. Il est donc nécessaire de respecter les conditions de filtres entre les diverses couches.

- une couche non capillaire

Cette couche à granulométrie grossière sert de barrière contre la remontée d'eau contaminée des résidus vers le revêtement en sol, et comme couche d'évacuation d'eau accumulée afin de réduire l'infiltration. Pour que le drainage soit efficace, on recommande une pente minimale de 1 à 2%. Cette couche, qui se draine facilement, peut aussi contribuer à maintenir la couche de matériau fin dans un état saturé puisque sa perméabilité est considérablement

réduite lorsqu'elle atteint son niveau de teneur en eau résiduelle (Akindunni et al., 1991; Nicholson et al., 1991).

- une couche alcaline

Des matériaux basiques, tel la pierre calcaire ou pierre à chaux, peuvent être étendus à la surface des résidus ou mélangés aux couches superficielles, ce qui permettrait de rehausser le pH de l'eau qui s'y infiltre (Farmer et Richardson, 1981; Lapakko et Antonson, 1990; Sheremata et al., 1991). Ce procédé a été utilisé pour les mines de charbon des États-Unis avec un succès mitigé (Geidel et Caruccio, 1984).

2.4 Performance des couvertures

L'efficacité à long terme des moyens appliqués pour prévenir l'acidification se juge à la stabilité géochimique du milieu qu'ils concourent à créer dans la masse des déchets (Anon, 1987). On peut obtenir des renseignements intéressants sur la performance des couvertures en consultant les résultats des simulations par modèles mathématiques et les mesures des différents paramètres liés au DMA.

2.4.1 Essais de laboratoire

Il est de plus en plus courant d'avoir recours à des essais en laboratoire afin de pouvoir étudier de façon paramétrique les divers facteurs qui influencent le comportement du système de recouvrement. Ces essais se font fréquemment dans des colonnes (tubes en PVC ou en Plexiglass) dans lesquelles on inclut le ou les matériaux étudiés, en faisant varier les paramètres qui influent sur les réactions d'oxydation, notamment la teneur en eau et/ou la nature des matériaux de recouvrement.

Des essais en colonnes ont été effectués au CANMET sur des résidus de Noranda (teneur élevée en sulfure, 20% de pyrite) et de Elliot lake (teneur faible en sulfures, 5% de pyrite)

pour tester l'efficacité d'une couverture aquatique (Ritcey et Silver, 1987; Ritcey, 1989, 1991). Dans chaque colonne de 9 m de hauteur et de 60 cm de diamètre, les 250 kg de résidus saturés ont été couverts avec de l'eau de la rivière Ottawa ($\text{pH}=7,45$). La surface de l'eau a été agitée continuellement pour simuler le mouvement des vagues et permettre ainsi l'entrée d'air. Les résultats, après plus de 16 ans de simulations, montrent un pH élevé d'environ 7 pour les résidus de Elliot lake (figure 2.3), alors que dans la colonne contenant les résidus hautement sulfurés (Noranda), le pH se maintient à 4 environ (figure 2.4). La population bactérienne croît dans les deux types de résidus. Les auteurs notent également que même si le pH n'avait pas atteint les conditions de forte acidité dans la colonne à résidus très sulfurés (pyrite Noranda), l'augmentation des concentrations en fer et en sulfate avec la profondeur paraît indiquer qu'une oxydation possible est en train de se produire.

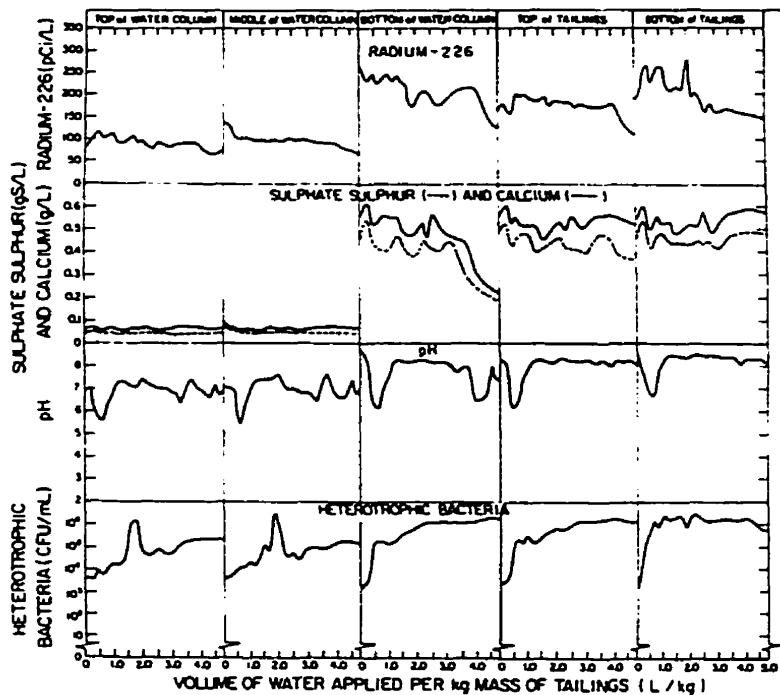


Figure 2.3 Résultats de simulation d'inondation de résidus faiblement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)

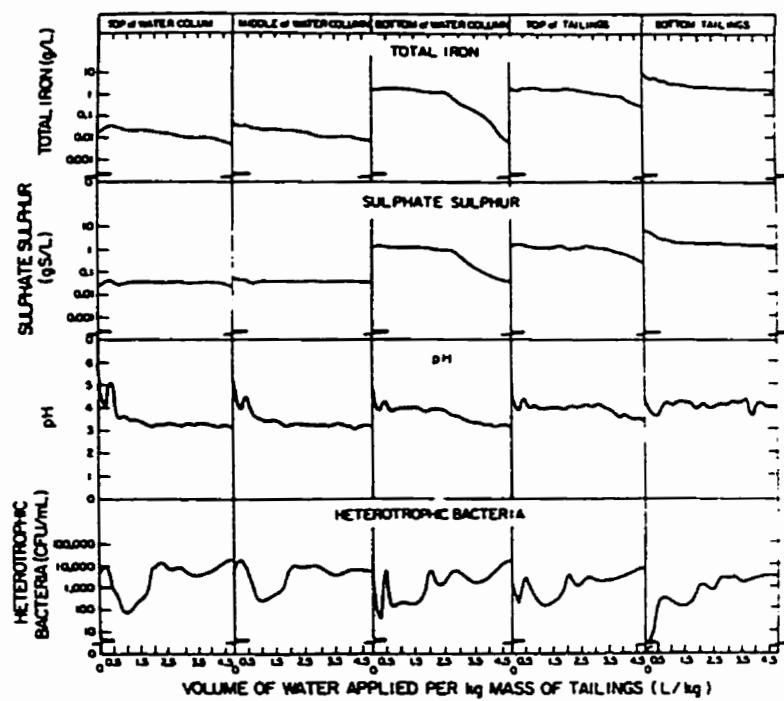


Figure 2.4 Résultats de simulation d'inondation de résidus fortement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)

Des essais similaires en colonnes ont été menés sur des résidus sulfureux des mines Solbec et Cupra à Québec (Ritcey, 1991). Le pH mesuré après avoir lessivé l'échantillon avec de l'eau désionisée dans un rapport 1:1 était de 2,05. De l'eau désionisée a été rajoutée pour couvrir les résidus. Après seulement 3 jours, le pH mesuré pour une épaisseur d'eau de 1,50 m a baissé de 6 à 3 environ. Les données semblent indiquer des résultats similaires à ceux obtenus avec les résidus de Noranda. L'auteur explique la diminution du pH, malgré la couverture, par le fait que les résidus étaient déjà oxydés et qu'il y avait donc une quantité considérable de sulfates présente dans les résidus.

Ces résultats concordent avec ceux obtenus en laboratoire par Marcoux et Grenier (1990) simulant l'inondation du parc à résidus Solbec-Cupra. Ils confirment le fort potentiel acidifiant des résidus oxydés en surface. Un recouvrement d'eau maintenu constant à 0,5 m n'a pas empêché la réaction d'acidification de l'eau interstitielle dans la couche oxydée. Les

auteurs soulignent toutefois que d'autres conditions plus fidèles à la réalité d'une inondation complète du parc auraient pu indiquer d'autres tendances.

Leach III et Caruccio (1991) ont tenté d'évaluer les effets d'une inondation des résidus sur les quantités d'acide produites. Lors de cette étude, trois zones hydrologiques ont été constituées selon la répartition correspondante en concentration d'oxygène à travers les résidus miniers :

- la zone vadose ou zone de haute concentration en oxygène ($>0,5\%$),
- la zone de fluctuation du niveau d'eau ou zone de concentration intermédiaire en oxygène,
- la zone saturée ou zone de faible concentration en oxygène ($\leq 0,0015\%$).

Les résultats obtenus lors de ces essais ont montré que l'impact d'une zonation hydrologique sur le taux d'altération de la pyrite était considérable. Cet impact est une conséquence directe des différences en concentration d'oxygène qui caractérisent chaque zone, suite aux conditions différentes de saturation. L'analyse statistique utilisant un modèle d'analyse de variance (ANOVA) a montré qu'il y avait une forte probabilité (99%) que le zonage hydrologique affecte les quantités de sulfate et d'acide. La zone vadose ou zone forte en oxygène a produit les taux d'altération et les quantités d'acide les plus élevés. La zone de fluctuation ou zone intermédiaire a produit un taux moyen d'altération comme indiqué par les quantités de sulfate (25 à 33% de moins en sulfate et 19 à 27% de moins en quantité d'acide que dans la zone vadose). La zone saturée, ou zone faible en oxygène, a produit les quantités les plus faibles d'acide (les quantités de sulfate et d'acide ont été respectivement 92 à 93% et 94 à 97% de moins que dans la zone vadose). Suite à ces travaux, Leach III et Caruccio (1991) encouragent l'inondation des résidus comme un moyen pour limiter la production d'acide.

D'autres études s'intéressant plus particulièrement à l'efficacité des couvertures sèches placées sur des résidus réactifs ont été menées dans le cadre du programme MEND-NEDEM. Une étude récemment produite par Yanful (1991b) présente diverses méthodologies de

laboratoire pour évaluer la performance d'un système de recouvrement formé de matériaux meubles. Cette étude a fait apparaître aussi qu'une couche de till saturée surmontant une couche de sable moyen à grossier pourrait maintenir une haute teneur en eau jusqu'à 100 jours. L'épaisseur de la couche de till utilisée lors de ces essais était de 10 cm.

Notons cependant qu'aucune étude expérimentale quantitative s'intéressant à l'efficacité réelle et permanente d'une couverture composite n'a été faite jusqu'à maintenant, d'où l'objet de nos expériences de laboratoire que nous avons menées sur une durée de 2 ans.

2.4.2 Simulations numériques

Un exemple de résultats de modélisation est donné par SRK (1987) au tableau (2.3), où la réduction de la génération d'acide a été calculée à l'aide du modèle PERAR (ou RATAP, Senes et Beak, 1986) pour certains types de couvertures simples. Le modèle PERAR (Programme d'Évaluation des Résidus Acides Réactifs) a été conçu pour considérer les phénomènes géochimiques qui sont liés à l'oxydation chimique et microbienne de la pyrite dans les résidus miniers d'uranium et de métaux de base. Ce logiciel fonctionne de façon probabiliste ou déterministe. La figure (2.5), élaborée à partir des résultats obtenus à l'aide du modèle PERAR pour des résidus de Elliot Lake, illustre l'effet de l'épaisseur d'une couverture d'argile sur le taux de production d'acide dans la partie non saturée des résidus (SRK, 1991).

Tableau 2.3 Effets de différentes couvertures sur la production d'acide (SRK, 1987)

Type de couverture à résidus	Épaisseur de la couverture (m)	Flux de sulfates (moles/m ² /an)	Réduction de l'écoulement acide (%)
Aucune	-	76,65	-
Roches stériles (inertes)	0,6	59,37	22,5
Résidus dépyritisés	2,0	21,06	72,5
Résidus dépyritisés + calcaire	2,0	7,9	89,7

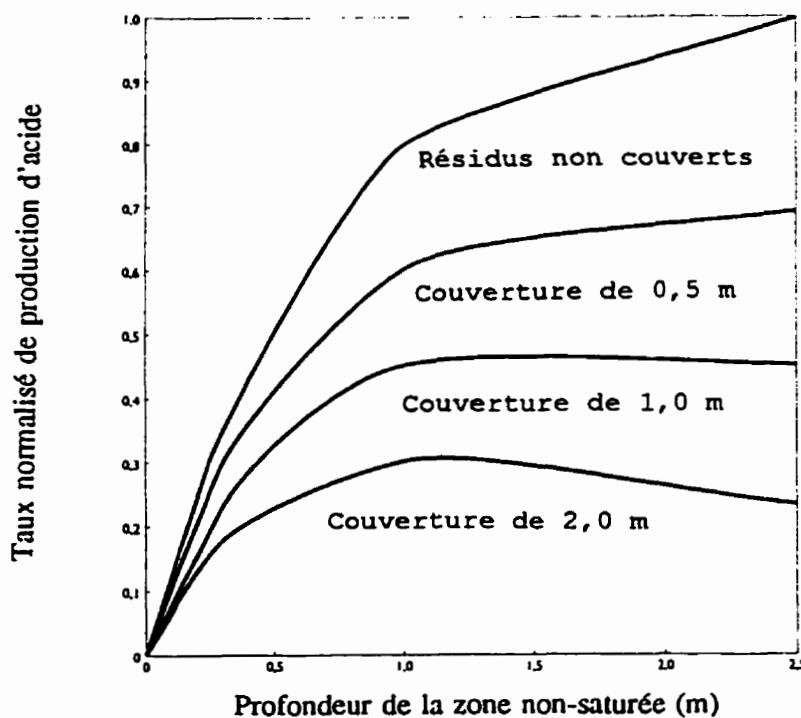


Figure 2.5 Effet de l'épaisseur de la couverture d'argile sur le taux de production d'acide dans les résidus (SRK, 1987)

D'autre part, le modèle HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance), mis au point par le U.S. Army Corps of Engineers, et le modèle TRUST créé dans les laboratoires Lawrence Livermore (Berkeley) peuvent être utilisés pour estimer les paramètres hydrogéologiques d'une large variété de barrières de recouvrement. Le modèle HELP a en outre été utilisé par Wright *et al.* (1987) pour des résidus de mines d'uranium afin d'optimiser la conception du système de recouvrement en termes de performance et de coût. La figure (2.6) illustre les effets de divers types de couverture sur les taux d'infiltration, tels que prédicts par le modèle HELP pour les résidus producteurs d'acide de Elliot Lake (SRK, 1991). Les résultats démontrent l'avantage considérable des couvertures composites par rapport aux couvertures simples, ainsi que l'avantage (évident) d'un ajout d'une membrane synthétique. Notons toutefois que le modèle HELP suppose un état de saturation du sol au début de la précipitation. C'est là une approximation qui mène à des imprécisions considérables dans certaines circonstances (SRK, 1991).

Pour sa part, le modèle TRUST (Reisenaeur et al., 1982; Mc Keon et al., 1983) a été utilisé par Collin (1987) (voir aussi Collin et Rasmussen, 1990) pour évaluer l'efficacité de la couverture complexe illustrée à la figure (3.16) du chapitre 3. Le programme étant prévu pour un écoulement en sol partiellement saturé, la détermination des variables pour tenir compte des variations qu'on rencontre dans la pratique engendre ici aussi une certaine imprécision des réponses obtenues (SRK, 1991).

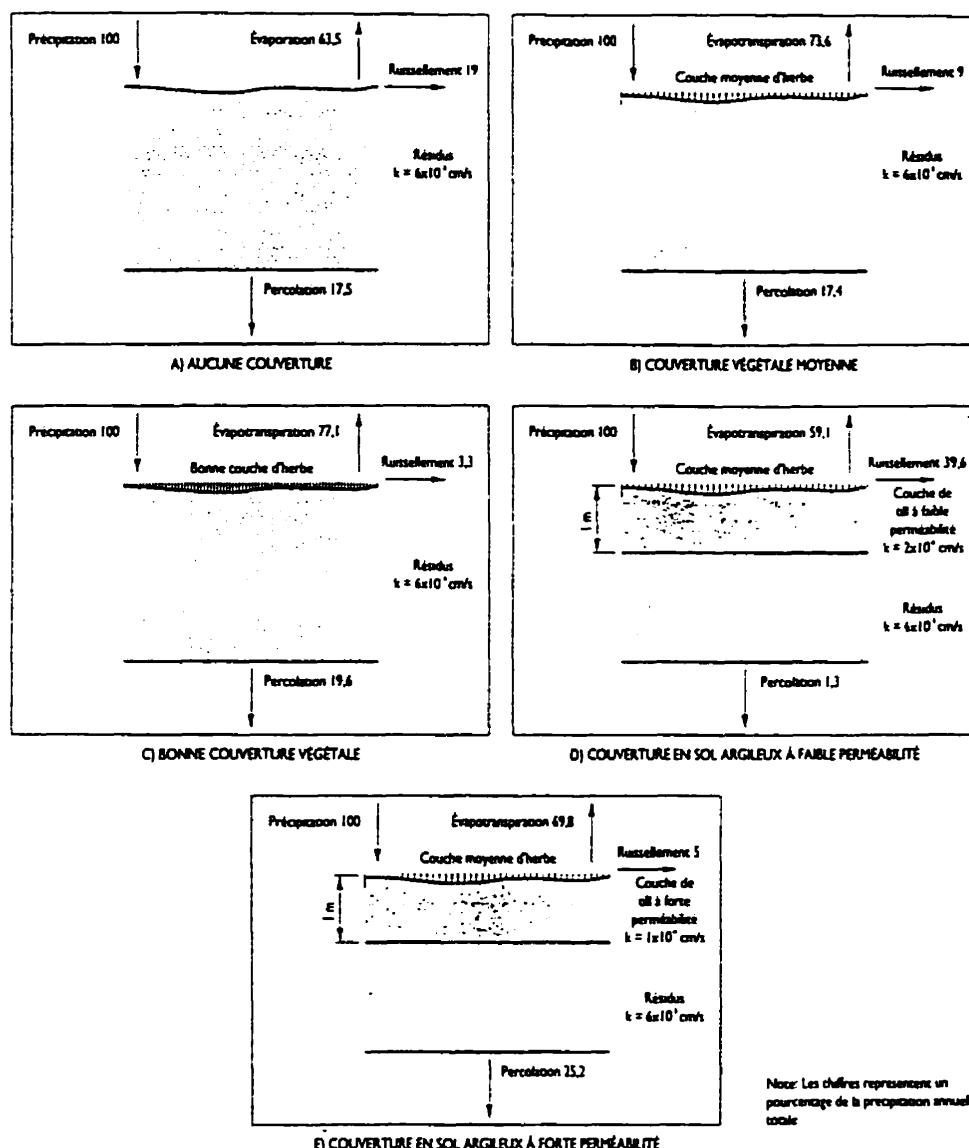


Figure 2.6 Effet du type de couverture sur le taux d'infiltration à partir du modèle HELP (SRK, 1991)

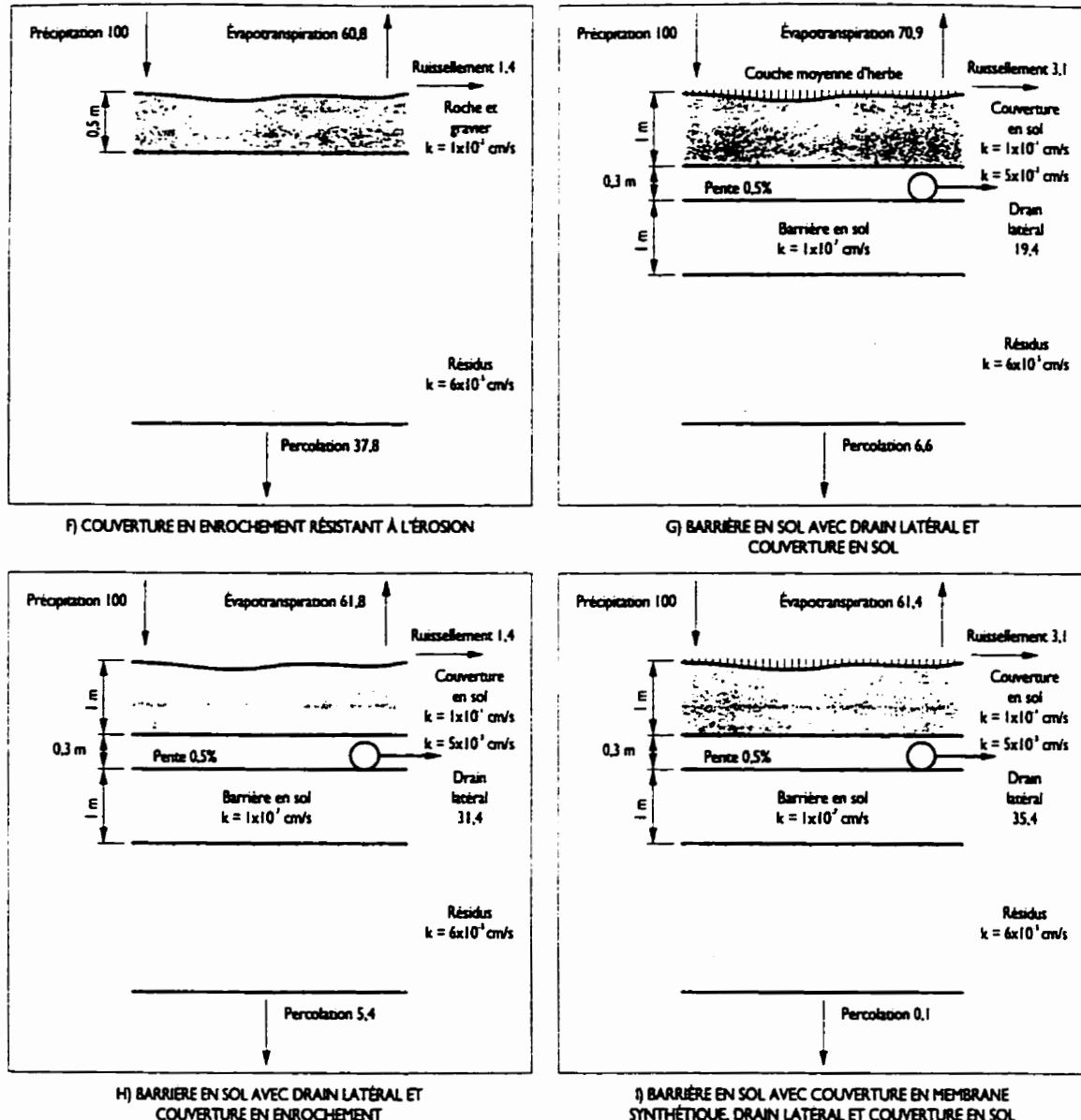


Figure 2.6 (suite)

Akindunni et al. (1991) (voir aussi Nicholson et al., 1991) ont de leur côté étudié de façon numérique l'efficacité des barrières de recouvrement avec une couche capillaire afin de vérifier les concepts proposés par Nicholson et al. (1989). Certains des résultats obtenus sont présentés à la figure (3.15) du chapitre 3. On observe ici que leurs résultats montrent qu'il

est possible de maintenir la couche en matériau fin (couche capillaire) à un haut niveau de saturation lorsque la valeur de son AEV ("Air Entry Value") est suffisamment élevée et que la couche sous-jacente (en matériau plus grossier) se draine rapidement.

2.4.3 Essais sur le terrain

Bien que les simulations sur modèles théoriques soient utiles pour étudier de façon paramétrique et pour comparer les divers types de couvertures envisagées, on ne peut cependant déterminer l'efficacité réelle des couvertures qu'en surveillant leur comportement de sur le terrain. Malheureusement, peu de résultats de cette surveillance sont disponibles dans la littérature. Un des rares cas documentés de couverture de sol effectivement en usage sur une halde de stériles est celui de la mine d'uranium et de fer Rum Jungle, en Australie (SRK, 1991). Des couvertures composites ont été placées sur trois amas de mort-terrain producteurs d'acide. Les concentrations d'oxygène mesurées dans le gaz interstitiel des amas accusent une réduction marquée après l'installation de la couverture d'argile compactée. Les mesures prises avant et après la remise en état, sur les amas ou à proximité, révèlent que la couverture a réduit l'infiltration dans une certaine mesure. Toutefois, l'amplitude de cette réduction reste incertaine (SRK, 1991). Des estimations basées sur des mesures lysimétriques indiquent des réductions de plus de 90%, alors que d'autres basées sur des mesures par bilan d'eau souterraine indiquent seulement une réduction de 50%.

Les résultats obtenus à ce jour sur les parcelles expérimentales du site Waite-Amulet semblent aussi montrer les avantages techniques des barrières de recouvrement, bien que ces résultats soient encore partiels et incomplets (e.g. Yanful, 1990a; 1991a).

Notons aussi que les résultats obtenus sur un site de la région de Sudbury, par la compagnie Falconbridge Ltd., indiquent qu'un recouvrement constitué de rejets de concentrateur (système monocouche) permet de réduire le passage de l'oxygène et la production d'eaux acides (WCGR, 1991).

Signalons enfin que des essais sur le terrain sont en cours actuellement afin de valider, dans un cadre plus réaliste et plus représentatif, les résultats de nos essais au laboratoire. Ces travaux *in situ* ont débuté en été 1995 par la construction de parcelles expérimentales sur un site localisé près de Val d'Or au Québec (Aubertin et al., 1996). Six cellules en forme de pyramide tronquée inversée ont été construites, dont cinq sont recouvertes d'un système multicouche et une n'est formée que de résidus réactifs. La figure (2.7) montre une configuration typique avec couverture. Aucune réaction d'oxydation marquée n'a encore été décelée jusqu'à ce jour, même dans la cellule non couverte. La cinétique d'oxydation de la pyrite est initialement lente et nécessitera probablement plusieurs mois d'exposition avant de vraiment produire des quantités notables d'acide. Le comportement de ces cellules sera suivi pendant au moins 3 ans afin d'évaluer convenablement l'efficacité des divers systèmes de recouvrement.

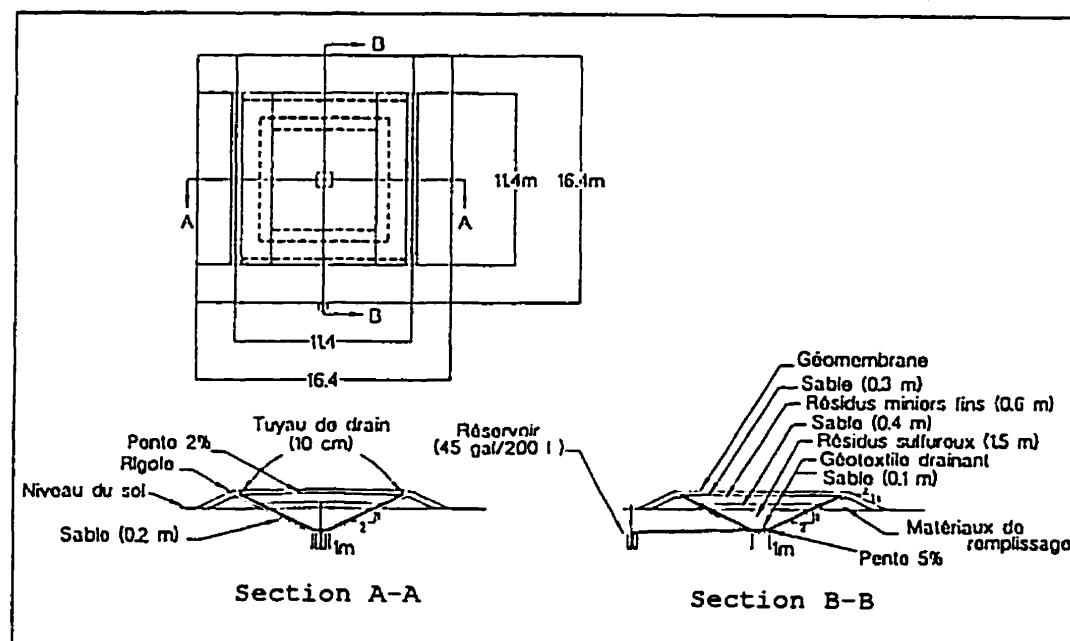


Figure 2.7 Configuration typique d'une cellule construite sur le terrain (Aubertin et al., 1996)

CHAPITRE III

TRANSFERTS HYDRIQUES DANS UN MILIEU POREUX NON SATURÉ

L'infiltration de l'eau à travers les matériaux de revêtement et les résidus se produit généralement sous des conditions d'écoulement en milieu non saturé. Les scénarios de conception de couvertures comptent sur la lenteur du taux de diffusion d'oxygène à travers les pores remplis d'eau, et sont par conséquent basés sur les principes de l'hydraulique et sur les caractéristiques de la saturation partielle du milieu poreux (Nicholson et al., 1989). La présence d'une couche en matériau fin au-dessus d'une couche en matériau grossier améliore la rétention de l'eau dans le système de revêtement (concept de barrière capillaire). Les coefficients de diffusion de l'oxygène et les vitesses de génération d'acide peuvent être considérablement réduits si la couche en matériau fin se maintient à un haut degré de saturation. Il en ressort également qu'un tel système de revêtement peut aussi être efficace dans le contrôle de l'infiltration de l'eau. Ceci est d'une grande importance car l'infiltration implique un déplacement d'air, et donc d'oxygène par l'eau vers les résidus. En plus, en s'infiltrant à travers les résidus, l'eau devient un effluent qui peut contaminer la nappe phréatique.

L'étude des transferts hydriques dans les sols non saturés est complexe. Il s'agit de considérer un milieu polyphasique (eau-air-solide) pouvant se déformer et dans lequel les concentrations en fluides mouillant (l'eau) et non-mouillant (l'air) varient dans le temps et dans l'espace sous l'action conjuguée de variations d'énergie mécanique et thermique, et ce pour des conditions aux limites de type aléatoire (pluie, vent, rayonnement, etc.) (Vauclin et Vachaud, 1984).

3.1 État de l'eau dans un milieu poreux non saturé

Contrairement à un sol saturé, l'eau dans un sol non saturé est soumise à une pression négative par rapport à la pression atmosphérique (on parle de succion ou de tension). Cette pression négative est principalement attribuable à la tension superficielle qui existe entre l'air

et l'eau, en contact avec la matrice solide (figure 3.1). Les forces capillaires associées à cette pression vont restreindre le mouvement de l'eau, et peuvent, si elles sont suffisamment élevées, empêcher tout drainage même dans des sols presque saturés (barrières capillaires).

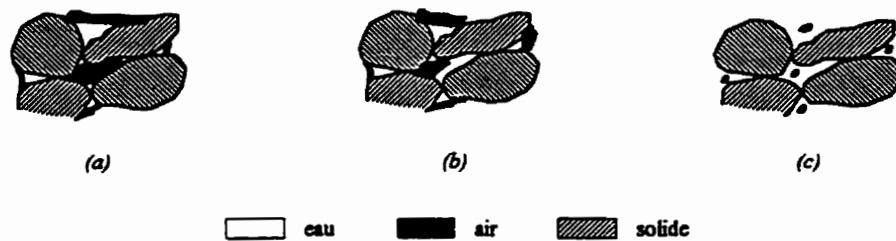


Figure 3.1 États de saturation possibles d'un milieu poreux (Bear, 1972)

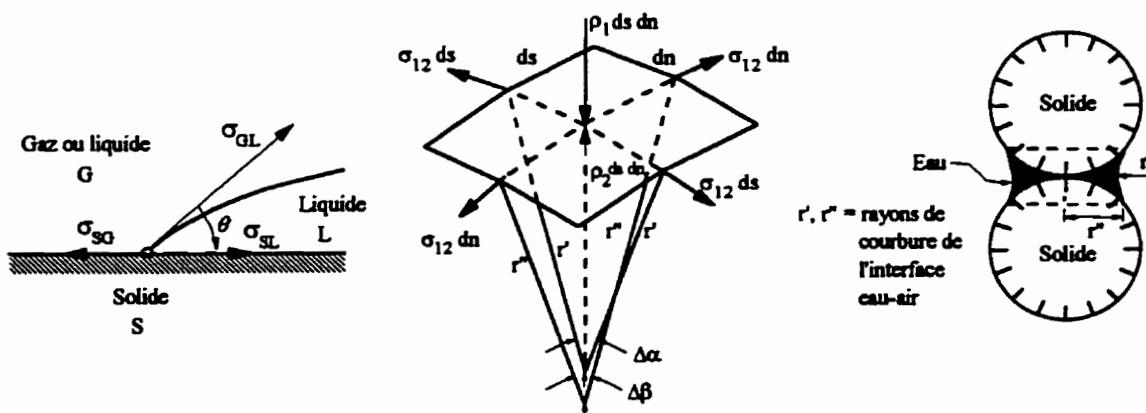


Figure 3.2 Interface entre deux fluides non-miscibles (Bear, 1972)

Lorsque deux fluides non miscibles (air et eau, par exemple) sont en contact dans les interstices d'un milieu poreux, il se crée une discontinuité de pression à travers l'interface les séparant (figure 3.2). La courbure de l'interface air-eau en un pore obéit à la loi de Young-Laplace:

$$\Delta p = p_c = p_a - p_w = \sigma \left(\frac{1}{r'} + \frac{1}{r''} \right) = \frac{2\sigma}{r^*} \quad (3.1)$$

où p_c = pression capillaire, $[ML^{-1}T^2]$,
 p_a = pression dans la phase non mouillante (air), $[ML^{-1}T^2]$
 p_w = pression dans la phase mouillante (eau), $[ML^{-1}T^2]$
 r', r'' = rayons principaux de courbure, dans deux plans orthogonaux (figure 3.2), [L]
 σ = tension superficielle de l'eau, $[ML^{-2}]$
 r^* = rayon de courbure moyen ($2/r^* = 1/r' + 1/r''$), [L].

Dans l'équation (3.1), l'eau est supposée mouiller le pore avec un angle de contact nul. Si le pore est assimilé à un tube capillaire de rayon r , r^* est égal à r . La pression hydrostatique de l'eau dans le sol, p_w , est une fonction de la teneur en eau volumique, θ_w (figure 3.3). Elle diminue (devient plus négative) avec une baisse de la teneur en eau θ_w . Lorsqu'on compare les courbes de rétention d'eau (figure 3.3), on constate que le silt et l'argile ont une plus grande propension à retenir l'eau que le sable. Ainsi, la pression d'entrée d'air ($\psi_a \equiv AEV$, pour "Air Entry Value") est plus grande pour le silt (ou l'argile) que pour le sable. Il faut noter aussi que, pour une succion donnée, la teneur en eau dépend essentiellement de la géométrie des pores, soit de la structure du sol, et de la surface spécifique des particules solides, soit de sa texture (figure 3.4). La conductivité hydraulique, K , dépend également du degré de saturation du sol. A mesure que la pression de l'eau dans les pores devient plus négative (sol plus sec), les pores se drainent et favorisent de moins en moins l'écoulement de l'eau, ce qui réduit la conductivité hydraulique (figures 3.7 et 3.8).

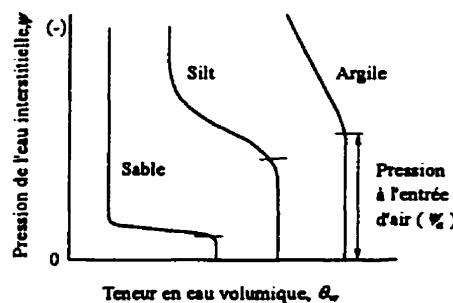


Figure 3.3 Pression hydrostatique en fonction de la teneur en eau, sans tenir compte de l'hystérésis, (Freeze et Cherry, 1979)

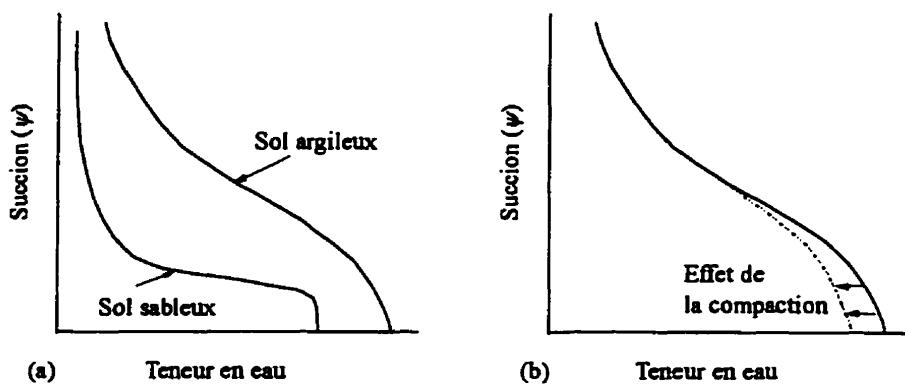


Figure 3.4 Influence de la texture (a) et de la structure (b)
du sol sur la forme de la courbe de rétention (Hillel, 1971)

3.2 Le problème hydrodynamique

Nous nous bornerons ici à donner une description générale de ce problème, largement développé par ailleurs (Bear, 1972; Kovács, 1981; Vauclin, 1984, Musy et Soutter, 1991).

L'équation décrivant le mouvement d'un fluide en milieu poreux non saturé est obtenue à partir de l'équation de continuité et de la loi de Darcy généralisée. Les hypothèses considérées sont ici les suivantes:

- le sol est assimilé à un milieu indéformable, homogène et isotrope,
- l'air présent dans le sol est stagnant et il est constamment à la pression atmosphérique,
- l'écoulement d'eau est incompressible, unidirectionnel (vertical) et isotherme.

3.2.1 Équation de continuité

La formulation du principe de continuité de la matière est analogue dans le cas d'un écoulement non saturé que dans celui d'un écoulement saturé. Sauf que dans le premier cas, la masse de la phase liquide d'un volume élémentaire de sol peut être variable,

puisque sa teneur en eau est susceptible de se modifier au cours du temps. L'équation de continuité s'écrit ainsi en milieu non saturé :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z} \quad (3.2)$$

avec θ_w : teneur volumique en eau, $[L^3 L^{-3}]$

q : flux volumique ou vitesse de Darcy, $[LT^{-1}]$

t : temps, $[T]$

z : cote prise positivement vers le bas à partir de la surface du sol, $[L]$.

3.2.2 Loi de Darcy généralisée

En milieu non saturé, la relation entre le débit spécifique et les diverses forces qui la conditionnent, s'exprime de manière analogue à la loi de Darcy en milieu saturé, pour autant que l'on tienne compte des variations de la résistance à l'écoulement en fonction de la teneur en eau. Le comportement dynamique global de la phase liquide en milieu non saturé est par conséquent décrit par une relation *flux-gradient de potentiel* essentiellement non linéaire :

$$q = -K(\theta_w) \frac{\partial \phi}{\partial z} \quad (3.3)$$

avec ϕ : charge hydraulique, $[L]$

$K(\theta_w)$: conductivité hydraulique, $[LT^{-1}]$.

Sous l'hypothèse d'un écoulement isotherme, et en négligeant le potentiel osmotique dû à la présence de sels dans l'eau, la charge hydraulique ϕ est définie par :

$$\phi = \psi - z \quad (3.4)$$

où ψ est la charge de pression qui est équivalente au potentiel capillaire ou succion dans un milieu partiellement saturé. Il est lié à la teneur en eau à cause des interactions des forces de capillarité et d'adsorption entre l'eau et les particules solides. Il est défini par:

$$\psi(\theta_w) = \frac{P_w - P_a}{\gamma_w} = \frac{P_w}{\gamma_w} \quad (3.5)$$

($P_a=0$, la pression atmosphérique étant prise comme référence),

$\gamma_w = \rho_w g$ = poids volumique de l'eau, [$ML^{-2}T^{-2}$]

ρ_w = masse volumique de l'eau, [ML^{-3}]

g = accélération de la pesanteur, [LT^{-2}].

ψ est une grandeur positive dans la zone saturée et négative dans la zone non saturée ($\psi=0$ au niveau hydrostatique). Dans cette dernière, ψ est une propriété caractéristique du sol. L'établissement de la relation succion-teneur en eau, $\psi(\theta_w)$, constitue donc l'une des principales difficultés de l'étude des écoulements en milieu poreux non saturé, car elle n'est pas univoque. Pour une valeur donnée de la succion, la teneur en eau sera plus grande durant le séchage que pendant le mouillage (figure 3.5), c'est le phénomène d'hystérésis qui a fait l'objet de nombreuses études (Thony, 1970; Vachaud et Thony, 1971; Topp, 1971; Mualem, 1974; Parlange, 1976). Un exemple de familles de courbes expérimentales $\psi(\theta_w)$ est présenté à la figure (3.6).

Les relations $\psi(\theta_w)$ peuvent être obtenues par plusieurs techniques, telles la plaque de succion ou la chambre de pression, ou par des mesures simultanées de pression (par des tensiomètres) et de la teneur en eau (par gammamétrie ou à l'aide d'une sonde neutronique). Une autre alternative de mesure de la teneur en eau est celle utilisant le principe de réflectrométrie dans le domaine du temps (RDT) que nous détaillerons dans l'annexe. Les relations $\psi(\theta_w)$ peuvent aussi être obtenues à partir de modèles se basant sur la distribution de la taille des pores (Gupta et Larson, 1979; Arya et Paris, 1981; Kovács, 1981). Une large revue de ces modèles est donnée par Mualem (1986).

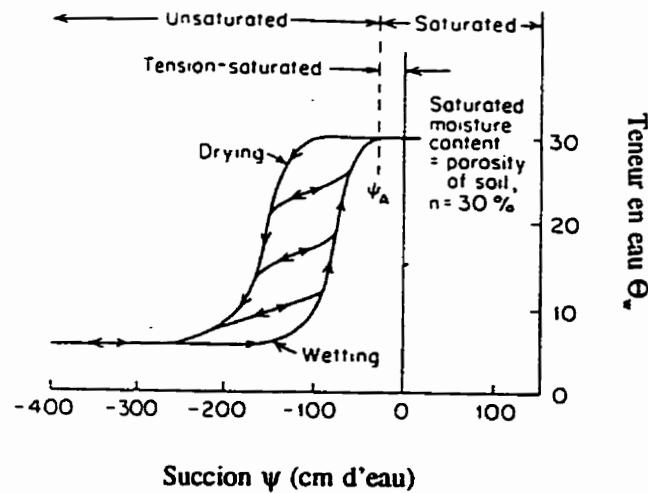


Figure 3.5 Exemple de courbes de rétention d'eau montrant

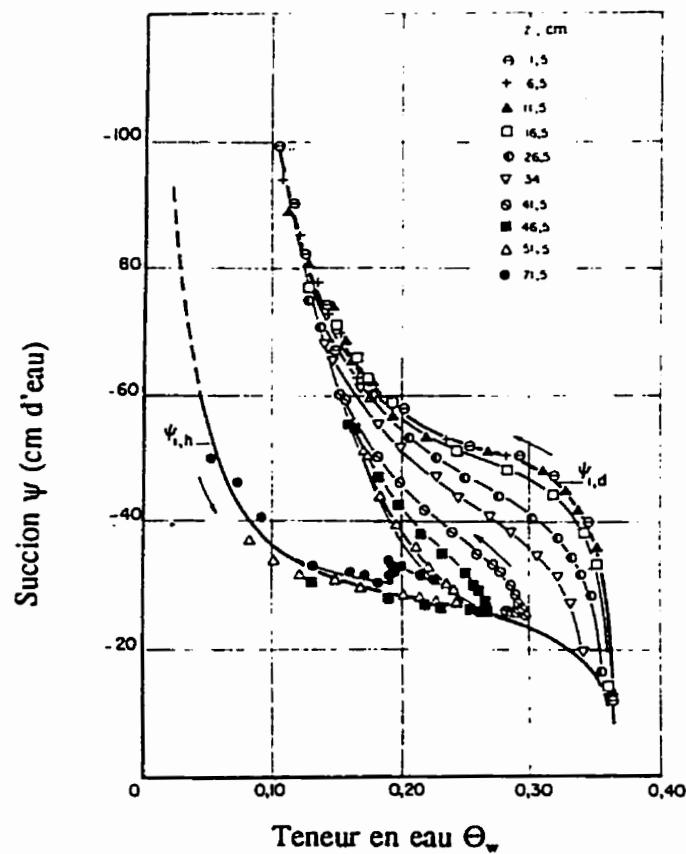


Figure 3.6 Relations $\psi(\Theta_w)$ obtenues expérimentalement par Thony (1970), (dans Jegat, 1975).

D'autre part, la relation entre la conductivité hydraulique, K , et la teneur en eau, θ_w , peut s'exprimer par:

$$K(\theta_w) = K_s K_r(\theta_w) \quad (3.6)$$

avec K_s : conductivité hydraulique à saturation, $[LT^{-1}]$

$K_r(\theta_w)$: conductivité hydraulique relative, [-].

$K_r(\theta_w)$ varie de 0 pour un sol sec à 1 pour un sol complètement saturé. Un exemple de courbes $K_r(\theta_w)$ est donné à la figure (3.7). On remarque qu'à l'exception de la courbe relative à l'humidification d'un sol sec, on ne constate pas d'hystérésis et on pourra en conséquence considérer une courbe $K_r(\theta_w)$ unique (Jegat, 1975). Ceci n'est pas le cas pour les courbes $K_r(\psi)$ où la magnitude de l'hystérésis est aussi importante que celle des courbes $\psi(\theta_w)$, (figure 3.8). Pour cette raison et à toute fin pratique, il est préférable d'utiliser la relation $K(\theta_w)$ plutôt que $K_r(\psi)$, surtout pour les cas où le phénomène d'hystérésis devrait être négligé (Mualem, 1986).

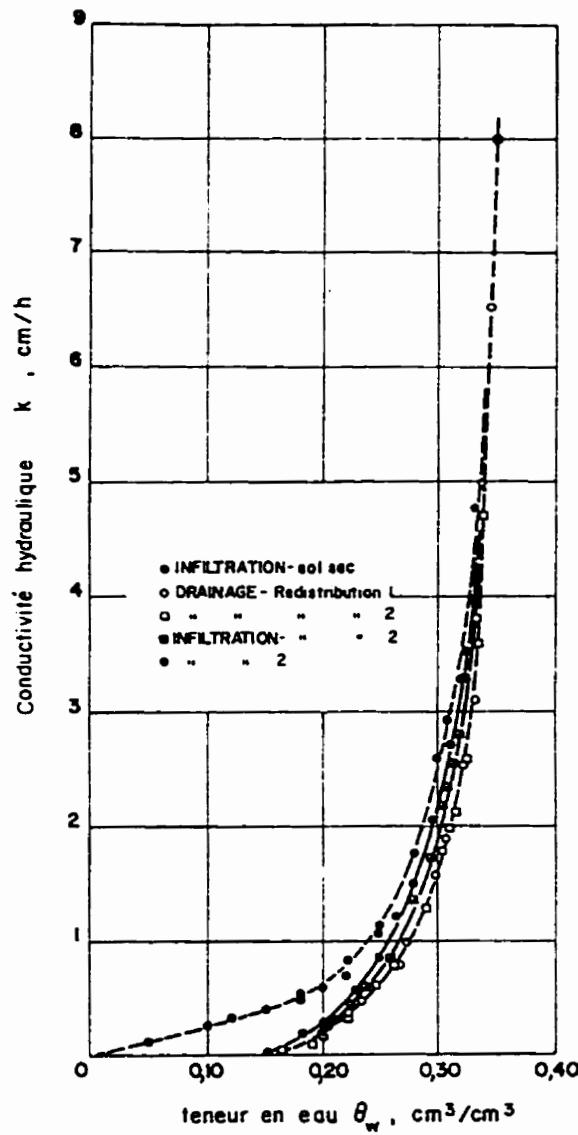


Figure 3.7 Courbes expérimentales conductivité hydraulique-teneur en eau volumique (Thony, 1970; dans Jegat, 1975).

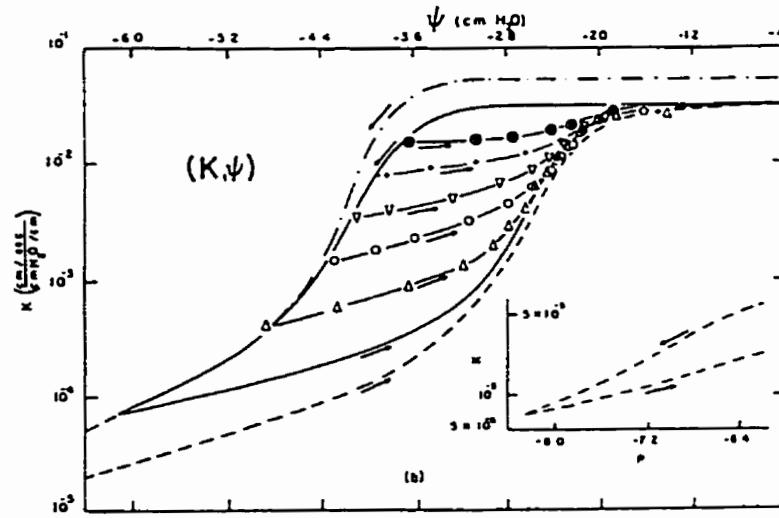


Figure 3.8 Relations $K(\psi)$ obtenues expérimentalement montrant l'hystérésis (Topp et Miller (1966), dans Mualem, 1986)

3.2.3 Équation de l'écoulement

Elle est obtenue par combinaison des équations (3.2, 3 et 4):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta_w) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right] \quad (3.7)$$

En supposant que la relation $\psi(\theta_w)$ est unique (variations lentes et monotones de l'humidité), l'équation (3.7) peut prendre les deux formes classiques suivantes :

- *Équation de Richards:*

$$C(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right] \quad (3.8)$$

où $C(\psi)$ est la capacité capillaire, [L^{-1}], définie par:

$$C(\psi) = \frac{d\theta_w}{d\psi} \quad (3.9)$$

- *Équation de Fokker-Planck:*

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z} \right] - \frac{\partial K(\theta_w)}{\partial z} \quad (3.10)$$

où $D(\theta_w)$ est la diffusivité capillaire, [$L^2 T^{-1}$], définie par:

$$D(\theta_w) = K(\theta_w) \frac{d\psi}{d\theta_w} \quad (3.11)$$

La variable ψ étant une fonction continue, contrairement à θ_w qui prend une valeur constante dans la zone saturée, l'équation (3.8) permet de décrire le couplage zones saturée-non saturée (Vauclin et Vachaud, 1984).

Les grandes variations des coefficients $K(\theta_w)$, $D(\theta_w)$ ou $C(\psi)$ et $K(\psi)$ avec l'humidité ou la pression confèrent aux deux équations (3.8) et (3.10) un caractère fortement non linéaire. Par conséquent, il n'existe pas de solutions analytiques exactes à ces équations. Cependant, des solutions quasi-analytiques sont proposées par divers auteurs pour des conditions spécifiques. En pratique, ces équations aux dérivées partielles sont usuellement résolues numériquement.

3.2.4 Solutions quasi-analytiques

a) *Solution de Philip*

Une solution de l'équation (3.10) a été d'abord obtenue par Philip (1957) dans le cas d'infiltration d'eau dans un milieu homogène, semi-infini et satisfaisant les conditions aux limites suivantes:

$$\begin{aligned} t < 0 \quad z \geq 0 \quad \theta_w &= \theta_i \\ t \geq 0 \quad z = 0 \quad \theta_w &= \theta_o \end{aligned} \quad (3.12)$$

où θ_i est la teneur en eau initiale et θ_o la teneur en eau en surface. Cette solution s'écrit sous la forme d'une série de puissance de $t^{1/2}$:

$$z(\theta_w, t) = \sum_{n=1}^{\infty} f_n(\theta_w) t^{n/2} \quad (3.13)$$

où les coefficients $f_n(\theta_w)$ sont calculés successivement à partir des fonctions de diffusivité, $D(\theta_w)$, et de conductivité, $K(\theta_w)$; leurs valeurs numériques dépendent des caractéristiques du sol. La figure (3.9) présente un exemple de profils de teneurs en eau donnés par l'expression (3.13) pour les conditions (3.12).

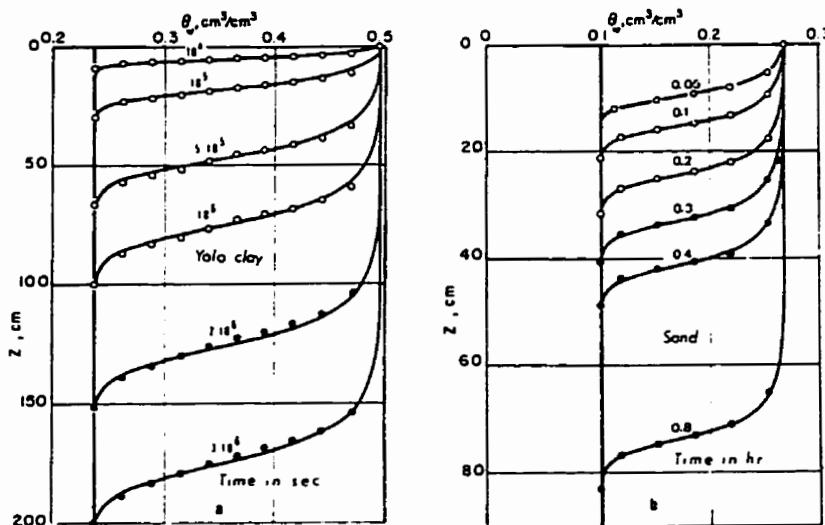


Figure 3.9 Comparaison entre les profils de teneur en eau calculés avec la solution de Philip (cercles) et ceux obtenus en solutionnant l'équation de Richards pour une infiltration à charge constante (traits pleins), (Haverkamp et al., 1977).

La solution (3.13) indique qu'à des temps t petits, l'avancement du front d'imbibition est proportionnel à $t^{1/2}$ (comme dans le cas d'une infiltration horizontale), alors que pour des temps élevés, cet avancement approche une vitesse constante $(K_o - K_f)/(\theta_o - \theta_f)$, où K_o et K_f sont les conductivités hydrauliques correspondant à θ_o et à θ_f , respectivement. Pour $t \rightarrow \infty$, cette solution devient peu fiable (Vauclin, 1984). Cette solution décrit aussi la relation entre l'infiltration cumulative I et le temps t , en termes d'une série de puissance:

$$I(t) = \sum_{n=1}^{\infty} \gamma_n(\theta_w) t^{n/2} \quad (3.14)$$

ou $I(t) = S t^{1/2} + (A_2 + K_o) t + A_3 t^{3/2} + A_4 t^2 + \dots$

où les coefficients $\gamma_n(\theta_w)$ sont également calculés à partir de $K(\theta_w)$ et $D(\theta_w)$. S est appelé sorptivité. Le taux d'infiltration $i(t)$ est obtenu par différentiation de l'équation (3.14):

$$i(t) = \frac{1}{2} S t^{-1/2} + (A_2 + K_o) + \frac{3}{2} A_3 t^{1/2} + 2 A_4 t + \dots \quad (3.15)$$

En pratique, il est généralement suffisant pour une description approximative de l'infiltration, de remplacer les équations (3.14) et (3.15) par les deux premiers termes de la série (Hillel, 1971) :

$$I(t) = S t^{1/2} + A t \quad (3.16)$$

$$i(t) = \frac{1}{2} S t^{-1/2} + A \quad (3.17)$$

où t n'est pas très grand. Lorsque $t \rightarrow \infty$, le taux d'infiltration décroît de façon monotone jusqu'à sa valeur asymptotique finale $i(\infty)$ qui n'est pas nécessairement égale à K_o (Philip, 1969). Cependant, pour les temps très élevés (pour lesquels la série ne converge pas), il est possible de représenter les équations (3.16) et (3.17) par les expressions suivantes (Hillel, 1971):

$$I = S t^{1/2} + K t \quad (3.18)$$

$$i = \frac{I}{2} S t^{1/2} + K \quad (3.19)$$

où K est la conductivité hydraulique de la couche supérieure du sol (zone de transmission). K est légèrement inférieure à la conductivité hydraulique à saturation K_s .

b) Solution de Parlange

En considérant la relation:

$$\left(\frac{\partial z}{\partial t}\right)_{\theta_w} = - \left(\frac{\partial \theta_w}{\partial t}\right)_z \left(\frac{\partial z}{\partial \theta_w}\right)_t \quad (3.20)$$

l'équation (3.10) s'écrit:

$$\frac{\partial z}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial \theta_w} \left[D(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z} \right] = \frac{dK}{d\theta_w} \quad (3.21)$$

Parlange (1972) propose une solution quasi-analytique de l'équation (3.21) avec un flux constant à la surface:

$$\begin{aligned} t < 0 \quad z \geq 0 \quad & \theta_w = \theta_n \\ t \geq 0 \quad z = 0 \quad & K(\theta_w) - D(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z} = q_o \end{aligned} \quad (3.22)$$

La solution est:

$$z(\theta_w, t) = \int_{\theta_n}^{\theta_1(t)} \frac{D(\beta)}{[q_o - K(\theta_n)] \left(\frac{\beta - \theta_n}{\theta_1(t) - \theta_n} \right) - [K(\beta) - K(\theta_n)]} d\beta \quad (3.23)$$

où $\theta_1(t)$ est la teneur en eau à la surface du sol, donnée par:

$$\theta_1(t) = \int_{\theta_n}^{\theta_1(t)} \frac{D(\alpha)(\alpha - \theta_n)}{[q_o - K(\alpha)][q_o - K(\theta_n)]} d\alpha \quad (3.24)$$

Un exemple d'évolution de θ_1 avec le temps est donné à la figure (3.10), pour une infiltration dans un sol sableux avec $q_o = 13,69 \text{ cm/h}$ (Haverkamp et al., 1977).

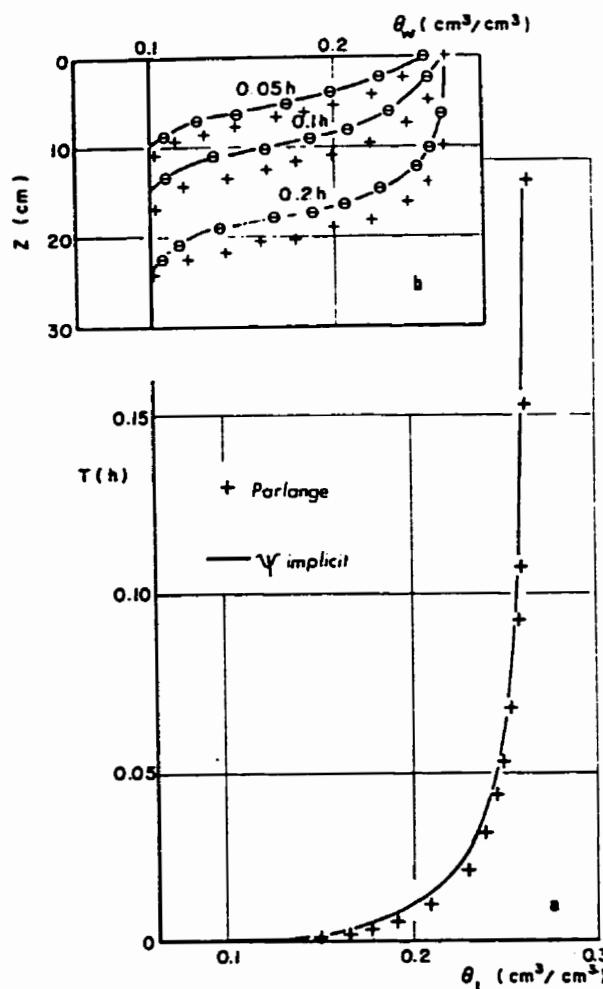


Figure 3.10 Comparaison entre la solution de Parlange et la solution numérique pour une infiltration à flux constant, (a) évolution de la teneur en eau avec le temps, à la surface, (b) Profils de teneur en eau (Haverkamp et al., 1977)

3.2.5 Modélisation numérique

Une limitation sérieuse de l'utilisation des solutions quasi-analytiques pour la résolution de problèmes pratiques réside dans la représentativité des conditions initiales et aux limites. Par conséquent, des solutions numériques sans de telles restrictions ont été développées. Une étude des différents aspects numériques est donnée par Vauclin et al. (1979) pour le problème d'infiltration en zone non saturée. À cause de leur simplicité et de leur facilité d'utilisation, des modèles de prédiction pour décrire empiriquement le comportement hydraulique de sols sont de plus en plus utilisés dans les études numériques des écoulements en milieux non saturés. Nous en présentons deux qui nous serviront dans l'étude du comportement hydrique des matériaux de revêtement lors des essais de drainage et d'infiltration:

a) Brooks et Corey (1964) proposent les relations suivantes:

$$S_e = \begin{cases} \left| \frac{\psi}{\psi_a} \right|^{-\lambda} & \text{si } \left| \frac{\psi}{\psi_a} \right| > 1 \\ 1 & \text{si } \left| \frac{\psi}{\psi_a} \right| \leq 1 \end{cases} \quad (3.25)$$

$$K(S_e) = K_s S_e^{l+2+2/\lambda} \quad (3.26)$$

$$D(S_e) = \frac{K_s S_e^{l+1+1/\lambda}}{\lambda(\theta_s - \theta_r)} |\psi_a| \quad (3.27)$$

avec S_e : degré de saturation effectif ou teneur en eau réduite ($0 \leq S_e \leq 1$),

$$S_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (3.28)$$

θ_v : teneur en eau volumique,

θ_r : teneur en eau volumique résiduelle,

θ_s : teneur en eau volumique à saturation,

ψ : potentiel capillaire ou succion,

l : paramètre de connectivité des pores; $l = 0,5$ pour sols à texture grossière
(Mualem, 1976; Wösten et van Genuchten, 1988),

λ : paramètre de distribution de la taille des pores,

K : conductivité hydraulique,

K_s : conductivité hydraulique à saturation,

D : diffusivité capillaire.

α est un paramètre empirique, [L^{-1}], dont l'inverse ($1/\alpha$) représente la valeur d'entrée d'air (AEV), $|\psi_a|$. Brooks et Corey (1964) définissent $|\psi_a|$ comme étant la valeur minimale de $|\psi|$, sur le cycle de drainage, à laquelle une phase air continue existe dans les interstices (figure 3.3). Ce paramètre est très important dans la conception des barrières capillaires limitant le transport d'oxygène vers les résidus réactifs.

La teneur en eau résiduelle, θ_r , ne correspond pas nécessairement à la teneur en eau minimale possible dans le sol, mais plutôt à la quantité maximale de l'eau dans les pores qui ne contribue pas à l'écoulement à cause de blocage ou d'adsorption sur la phase solide (Luckner et al., 1989). Elle peut être définie comme étant la teneur en eau à laquelle $d\theta_r/d\psi$ et K tendent vers zéro quand $|\psi|$ devient grand (Van Genuchten et al., 1991); c'est un paramètre extrapolé sur la courbe de rétention $\psi(\theta_r)$.

Le modèle de Brooks et Corey est limité aux sols à texture grossière (grandes valeurs de λ).

Les résultats sont généralement moins précis pour des sols fins à cause de la difficulté dans la définition de leurs AEV (Van Genuchten et al., 1991).

b) van Genuchten (1980) propose l'expression suivante:

$$S_e = \frac{1}{\left[1 + (\alpha|\psi|)^n\right]^m} \quad (3.29)$$

où α , m et n sont des paramètres d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale $\psi(\theta)$. D'après plusieurs tests sur des données expérimentales de divers types de sols, van Genuchten conclut que le choix $m=1-1/n$ peut convenir à la plupart des sols, mais pas tous.

La conductivité hydraulique et la diffusivité capillaire sont données par le modèle Van Genuchten-Mualem (van Genuchten, 1980):

$$K(S_e) = K_s S_e^l [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^2 \quad (3.30)$$

$$D(S_e) = \frac{(1-m) K_s S_e^{l-1/m}}{\alpha m (\theta_r - \theta_s)} \left[(1 - S_e^{1/m})^{-m} + (1 - S_e^{1/m})^m - 2 \right] \quad (3.31)$$

Les tableaux (3.1) et (3.2) donnent des valeurs moyennes des différents paramètres pour différents types de sols.

Tableau 3.1 Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 11 types de sol (Rawls et al., 1982; dans Van Genuchten et al., 1991)

Texture	θ_r	θ_s	α 1/cm	n	K_s cm/d
Sand	0.020	0.417	0.138	1.592	504.0
Loamy sand	0.035	0.401	0.115	1.474	146.6
Sandy loam	0.041	0.412	0.068	1.322	62.16
Loam	0.027	0.434	0.090	1.220	16.32
Silt loam	0.015	0.486	0.048	1.211	31.68
Sandy clay loam	0.068	0.330	0.036	1.250	10.32
Clay loam	0.075	0.390	0.039	1.194	5.52
Silty clay loam	0.040	0.432	0.031	1.151	3.60
Sandy clay	0.109	0.321	0.034	1.168	2.88
Silty clay	0.056	0.423	0.029	1.127	2.16
Clay	0.090	0.385	0.027	1.131	1.44

Tableau 3.2 Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 12 types de sol (Carsel et Parrish, 1988; dans Van Genuchten et al., 1991)

Texture	θ_s	θ_r	a 1/cm	n	K_t cm/d
Sand	0.045	0.43	0.145	2.68	712.8
Loamy Sand	0.057	0.41	0.124	2.28	350.2
Sandy Loam	0.065	0.41	0.075	1.89	106.1
Loam	0.078	0.43	0.036	1.56	24.96
Silt	0.034	0.46	0.016	1.37	6.00
Silt Loam	0.067	0.45	0.020	1.41	10.80
Sandy Clay Loam	0.100	0.39	0.059	1.48	31.44
Clay Loam	0.095	0.41	0.019	1.31	6.24
Silty Clay Loam	0.089	0.43	0.010	1.23	1.68
Sandy Clay	0.100	0.38	0.027	1.23	2.88
Silty Clay	0.070	0.36	0.005	1.09	0.48
Clay	0.068	0.38	0.008	1.09	4.80

La figure (3.11) montre l'allure générale des courbes de conductivité hydraulique en fonction de la succion dans des sols à différentes textures.

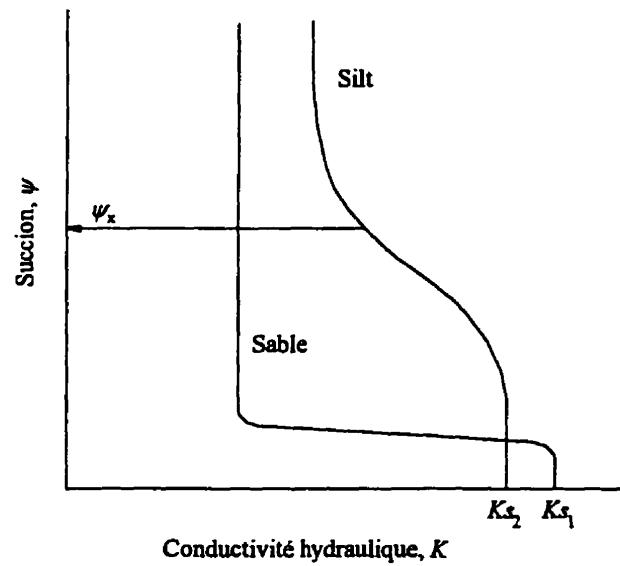


Figure 3.11 Courbes de conductivité hydraulique en fonction de la succion

3.3 Infiltration à travers les sols multicouches

Si la surface du sol est aspergée d'eau avec une vitesse croissante $R(t)$, celle-ci excédera à un certain moment le taux d'absorption limite du sol. A partir de cet instant, la surface du sol deviendra saturée et l'excès d'eau ($R(t)-i(t)$) va s'accumuler à la surface ou ruisseler. L'infiltrabilité du sol (ou taux d'infiltration $i(t)$) et ses variations avec le temps dépendent de la teneur en eau initiale (ou succion), aussi bien que de la texture et de la structure du sol (Hillel, 1971). En général, l'infiltrabilité est élevée dans les premières étapes de l'infiltration, particulièrement lorsque le sol est initialement sec, puis décroît avec le temps pour approcher asymptotiquement une vitesse constante K_o (figure 3.12).

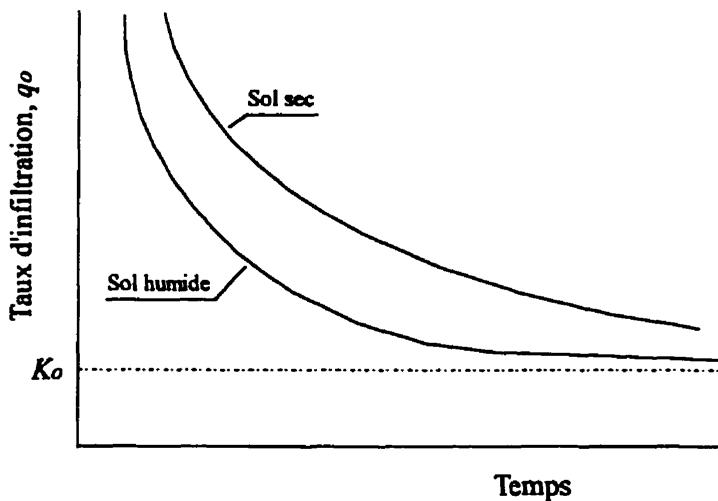


Figure 3.12 Infiltrabilité en fonction du temps (Vauclin, 1984)

$$q_o = R(t) \text{ si } R(t) < i(t)$$

$$q_o = i(t) \text{ si } R(t) > i(t)$$

En superposant en alternance des couches de sol à granulométrie grossière et des couches à fine granulométrie, il est possible de constituer des barrières à l'infiltration et des couches de drainage (SRK, 1991). Ce concept a été étudié par plusieurs auteurs pour concevoir un

système de recouvrement pour les dépôts de résidus réactifs (Magnusson et Rasmussen, 1983; Nicholson et al., 1989; Akindunni et al., 1991, Aubertin et al., 1995). Les barrières de recouvrement pour contrôler le drainage minier acide sont traitées au chapitre 2.

Hillel (1971) présente deux cas d'infiltration à travers un système bicouche. Le premier est celui d'une couche de sol grossier, de perméabilité à saturation K_s élevée, au-dessus d'une couche à texture fine. Dans un tel cas, la vitesse d'infiltration est contrôlée au départ par la couche à granulométrie grossière. Lorsque le front d'imbibition atteint et pénètre la couche à texture fine, on peut s'attendre à ce que le taux d'infiltration chute et tende vers la valeur correspondante au sol fin seul. Ainsi, à la longue, c'est la couche à faible conductivité qui va contrôler le processus. Si l'infiltration continue assez longtemps, une pression positive (eau perchée) peut se développer dans le sol grossier, juste au-dessus de l'interface avec le sol fin sous-jacent. Le deuxième cas est celui de l'infiltration à travers une couche de sol fin au-dessus d'un sol grossier. Dans ce cas aussi, le taux d'infiltration est déterminé par la couche superficielle. L'eau au front d'imbibition est normalement sous pression négative, et cette pression doit être assez proche de zéro pour permettre l'entrée du front dans les pores relativement larges du sol grossier. Ceci explique l'observation, faite par Miller et Gardner (1962), que l'avancée du front d'imbibition s'arrête pour un temps (même si l'infiltration à la surface continue) jusqu'à ce que la pression à l'interface augmente suffisamment pour que l'eau puisse pénétrer le matériau grossier. Dans tous les cas, la couche drainante ne peut se saturer puisque le taux restreint de l'écoulement à travers la couche moins perméable de dessus ne peut soutenir l'écoulement à conductivité hydraulique à saturation de la couche de dessous.

Zaslavsky (1964) fournit une analyse théorique pour décrire la distribution de pressions dans un sol stratifié à deux couches (figure 3.13). La condition pour avoir une zone de pression négative est :

$$H_0 < D_1 \left(\frac{K_2}{K_1} - 1 \right) \quad (3.32)$$

Les différents paramètres sont indiqués sur la figure (3.13).

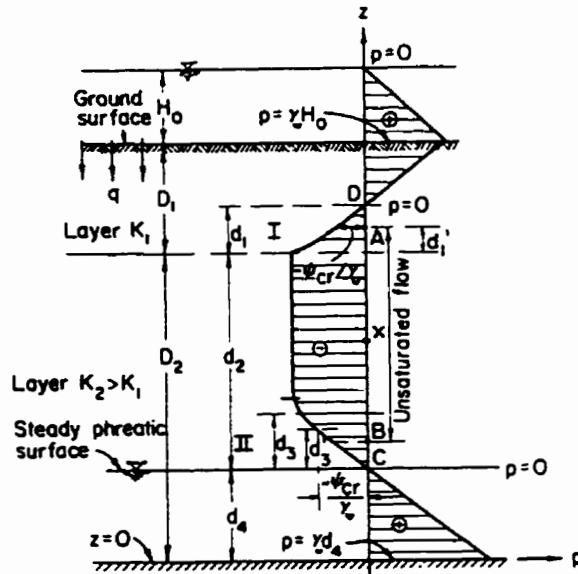


Figure 3.13 Diagramme des pressions pour un écoulement non-saturé à travers un sol bicouche (d'après Zaslavsky, 1964; dans Bear, 1972)

Comme nous avons un passage d'une pression positive, en haut de la couche superficielle, à une pression négative à l'interface entre les deux couches, une zone d'écoulement non saturé (avec une pression négative) va se développer dans la partie inférieure de la couche de dessus. La transition de l'écoulement saturé au non-saturé a lieu lorsque la succion à l'interface excède la plus petite valeur d'entrée d'air (AEV), ψ_{cr} , des matériaux en place. La condition (3.32) est modifiée en conséquence:

$$H_0 < D_1 \left(\frac{K_2}{K_1} - 1 \right) - |\psi_{cr}| \left(\frac{K_2 D_1}{K_1 d_2} + 1 \right) \quad (3.33)$$

Sous cette condition menant à un écoulement non saturé, deux zones de transition existent (figure 3.13): la zone I d'épaisseur d_1 et la zone II d'épaisseur d_2 . Dans la région d'écoulement non saturé, $K_1 = K_1(\psi)$ et $K_2 = K_2(\psi)$.

Le flux q_1 à travers la couche superficielle (de perméabilité K_1) est:

$$q_1 = K_1 \frac{H_0 + |\psi_{cr}| + D_1 - d_1}{D_1 - d'_1} \quad (3.34)$$

Lorsque, (a) la couche sous-jacente est suffisamment épaisse (d_2 très grand), (b) l'écoulement est permanent et le sol est mouillé par infiltration à partir de la surface, et (c) un point X existe quelque part dans la couche d'en bas où la teneur en eau (θ_x) est inférieure à la valeur à saturation (θ_s), alors il doit y avoir au moins un point le long de la colonne entre C et D où $d\psi/dz=0$ (Zaslavsky, 1964). Il a été montré, par la suite, que la pression constante doit commencer à l'interface pour s'étendre en profondeur vers la surface de la nappe phréatique. A partir de résultats d'expériences de laboratoire, Srinilta et al. (1969) soutiennent que la zone de pression constante n'existe probablement pas pour la plupart des sols. Leurs résultats montrent une décroissance continue de la pression avec l'élévation.

3.3.1 Concept de barrière capillaire

Les effets de barrière capillaire peuvent se produire à l'interface entre deux matériaux présentant des textures différentes (Rasmussen et Eriksson, 1987). Les propriétés hydrauliques contrôlant ce phénomène résident dans les relations succion-teneur en eau, $\psi(\theta_w)$, et conductivité hydraulique-teneur en eau, $K(\theta_w)$, dans les deux matériaux. La figure (3.14) montre la relation $\psi(\theta_w)$ pour deux types de sol: un sable et un silt. Les deux matériaux demeurent saturés jusqu'à une pression ψ_a , en progressant dans le sens négatif des pressions (à partir de la surface de la nappe). $|\psi_a|$ est appelée "valeur d'entrée d'air" (ou AEV). Quand la pression ψ devient de plus en plus négative, les petits pores sont drainés progressivement jusqu'à une teneur en eau résiduelle (θ_r) spécifique au matériau. La figure (3.14) indique que le sable va demeurer saturé pour des succions de quelques centimètres seulement, alors que les matériaux à texture plus fine peuvent le rester pour des succions de

quelques mètres. Cela signifie que les sols à granulométrie fine peuvent demeurer presque complètement saturés à des élévations de quelques mètres au-dessus de la surface de la nappe phréatique. La figure (3.11) présentée précédemment montre que pour une succion ψ_s , développée à l'interface d'un système silt sur sable, la valeur de la conductivité hydraulique K dans le sable sera plus faible que dans le silt. Dans ces conditions, l'écoulement d'eau qui s'infiltre dans ce système (initialement sec) est ralenti à l'interface silt/sable, ce qui favorise la saturation progressive du silt et un contraste encore plus marqué dans les valeurs de K . C'est ce phénomène qui est la source de la barrière capillaire.

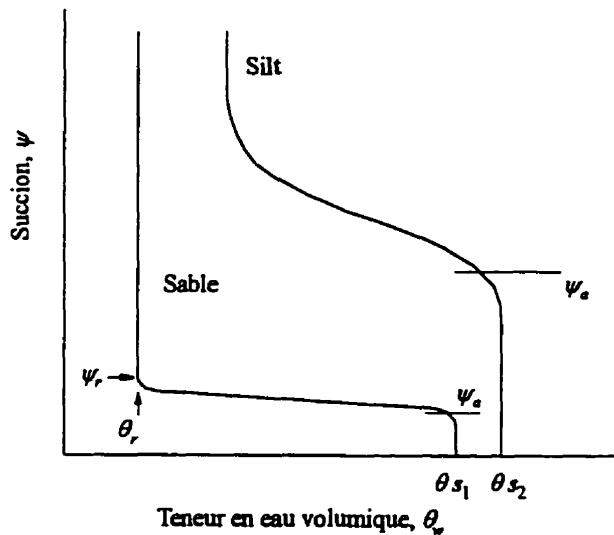


Figure 3.14 Courbes de rétention pour un sable et un silt.

En utilisant le concept de barrière capillaire, couche de matériau à texture fine (un silt, par exemple) sur une couche de matériau à texture plus grossière (un sable, par exemple), on peut maintenir un haut degré de saturation dans la couche de sol fin, même si celle-ci se trouve à plusieurs mètres au-dessus du niveau de la nappe. En principe, l'épaisseur (L) de la couche de sol fin qui va demeurer saturée peut être donnée par la relation suivante (Nicholson et al., 1989):

$$L \leq |(\psi_a)_f - (\psi_r)_g| \quad (3.35)$$

où $(\psi_r)_g$ est la succion correspondant à la teneur en eau résiduelle dans le matériau grossier, $|(\psi_a)_f|$ est l'AEV du matériau fin. Cette équation indique que l'épaisseur saturée L sera d'autant plus grande que les contrastes en texture entre les deux matériaux sont grands.

Si les deux matériaux sont initialement peu saturés, l'eau de percolation ne s'infiltre dans le matériau grossier que si la pression capillaire s'annule à la base du matériau fin (c'est-à-dire lorsque celui-ci devient saturé). En effet, la couche inférieure ayant une conductivité hydraulique très faible à cause de sa faible teneur en eau, elle s'opposera à l'infiltration. Grâce à sa grande capacité capillaire, la couche supérieure pourra absorber l'eau excédentaire sans variation sensible de la succion à l'interface. Comme résultat de l'effet de barrière capillaire, seule une fraction du flux d'eau atteignant l'interface entre les deux couches sera transmise à la couche de matériau grossier ; l'autre fraction sera « réfléchie » vers le haut dans le matériau fin (Morel-Seytoux, 1992, Chiu et Shackelford, 1994). Ce phénomène persistera jusqu'à ce que les conditions de continuité des pressions et des débits soient satisfaites à l'interface, soit lorsque les deux matériaux seront pratiquement saturés entre les deux couches.

Si les deux couches sont complètement saturées et que l'on permet un drainage sans nouvelle venue d'eau, la couche de matériau grossier aura tendance à se désaturer d'abord, ce qui réduit d'autant sa conductivité hydraulique. Dans ce cas, la forte capacité de rétention d'eau du matériau fin combinée à la faible valeur de la conductivité hydraulique du matériau grossier désaturé sous-jacent font en sorte que le matériau fin pourra maintenir un haut degré de saturation très longtemps.

Dans le cas inverse où c'est le matériau grossier qui surmonte le matériau fin, la remontée de l'eau par capillarité à partir du matériau fin peut être limitée, voire même empêchée; on parle de **bris capillaire**.

Diverses formulations empiriques ont été développées pour exprimer mathématiquement la valeur de $|\psi_a|$. Certaines de ces formulations ne font intervenir que la granulométrie du matériau, usuellement exprimée en fonction du diamètre effectif d_{10} (e.g., Bowles, 1984; Nicholson et al., 1991), alors que d'autres introduisent aussi les effets de la porosité η (e.g., Bear, 1972; Kovács, 1981):

$$|\psi_a| = \frac{1,487}{d_{10}} \quad (\text{Bowles, 1984}) \quad (3.36)$$

d₁₀ et ψ_a en cm

$$|\psi_a| = \frac{0,45}{d_{10}} \frac{1-\eta}{\eta} \quad (\text{Polubarinova - Kochina, 1962}) \quad (3.37)$$

d₁₀ et ψ_a en cm

$$|\psi_a| = 0,075 \frac{1-\eta}{\eta} \frac{\beta}{D_h} \quad (\text{Kovacs, 1981}) \quad (3.38)$$

D_h et ψ_a en cm
D_h et β sont des paramètres physiques du sol

Les valeurs de $|\psi_a|$ calculées avec ces diverses formulations semblent concorder assez bien pour les matériaux grossiers (sables), mais elles divergent toutefois considérablement pour des matériaux fins. Ainsi, pour des résidus miniers dont le d_{10} serait de 6×10^{-4} cm et la porosité de 0,48, la valeur calculée de $|\psi_a|$ serait d'environ 8 m d'après la relation (3.37), de l'ordre de 11 m d'après celle proposée par Kovács (1981), et de plus de 20 m d'après la relation présentée par Bowles (1984). Ces prédictions contradictoires montrent bien que cet aspect requiert encore beaucoup de travail. Certaines relations ont également été proposées afin de déterminer empiriquement la valeur de ψ_r (correspondant à la teneur en eau résiduelle); cette valeur serait souvent près de deux fois plus grande que celle de ψ_a (Kovács, 1981). Quelques valeurs de l'AEV sont données dans le tableau 3.3 pour certains matériaux (Bear, 1972).

Tableau 3.3 Quelques valeurs de l'AEV pour certains matériaux (Bear, 1972)

Matériaux	AEV, $ \psi_a $ (cm)
Sable grossier	2 - 5
Sable moyen	12 - 35
Sable fin	35 - 70
Silt	70 - 150
Argile	>200 - 400

Des simulations numériques faites par Akindunni et al. (1991) ont permis de confirmer partiellement l'équation (3.35). L'épaisseur choisie pour ces simulations est de 1 m pour la couche à granulométrie fine (silt) et la surface libre de la nappe se trouve à 2,5 m en dessous de l'interface entre les deux couches (figure 3.15). La couche de silt demeure presque saturée durant les 56 jours de drainage (figure 3.15a). Les profils de pression approchent la condition d'équilibre quasi-statique dans les 14 premiers jours (figure 3.15b).

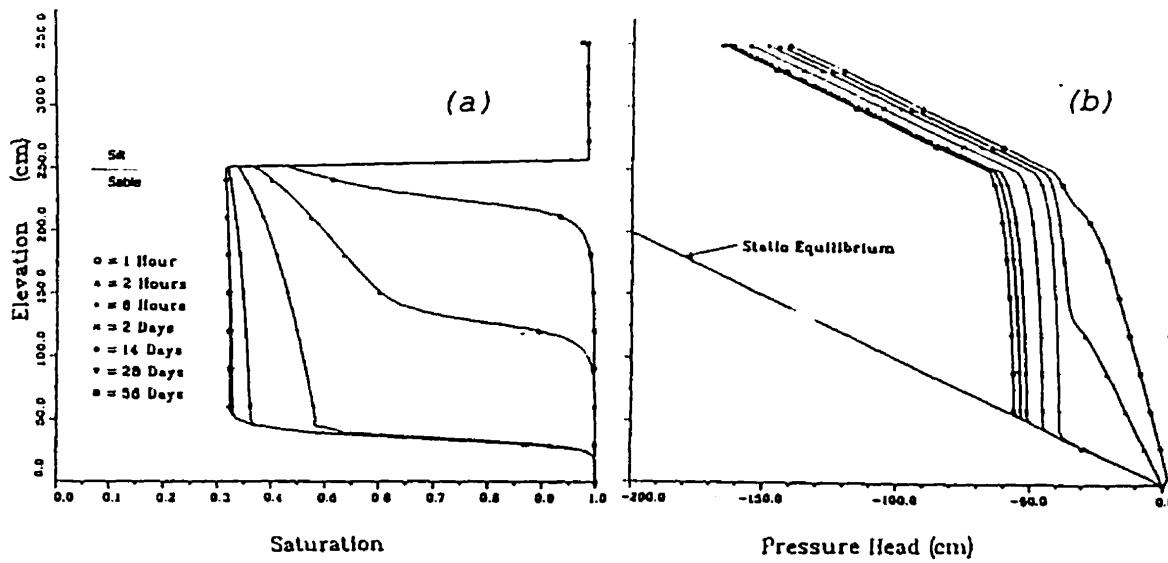


Figure 3.15 Drainage d'un système silt sur sable (Akindunni et al., 1991)

(a) Profils de saturation

(b) Profils de pression

Le concept de barrière capillaire peut être très important dans le cas des décharges municipales (pour contrôler les émissions de méthane et d'autres éléments volatils) et des parcs à résidus miniers générateurs d'eaux acides (pour limiter l'oxydation des sulfures de fer en empêchant l'infiltration d'oxygène). L'efficacité d'une barrière capillaire dépend de l'épaisseur et du type de sol de la couche fine, de la pente de l'interface, du flux et du volume total d'eau s'infiltrant durant un événement orageux (Frind et al., 1976; Rasmussen et Eriksson, 1987).

3.3.2 Application à la conception d'une barrière de recouvrement

Une barrière de recouvrement doit avoir deux objectifs importants : limiter le transport d'oxygène et l'infiltration de l'eau vers les résidus.

Comme on l'a déjà mentionné, la diffusion de l'oxygène dans l'eau est environ 10000 fois plus faible que dans l'air. Ainsi, le système de recouvrement doit être conçu de façon à maintenir une haute teneur en eau dans une partie du système, même durant les périodes sèches. Ceci est possible en incluant dans la couverture une barrière capillaire. Cette possibilité a été examinée par Magnusson et Rasmussen (1983), et par Rasmussen et Eriksson (1987). Ces auteurs proposent de recouvrir les résidus successivement de bas en haut (figure 3.16), d'une couche à granulométrie grossière, d'une couche à granulométrie fine, d'une autre couche à granulométrie grossière et enfin d'une couche à texture fine. Ce système comprend des barrières capillaires formées aux interfaces entre les sols à texture grossière et les sols à texture fine. On évite ainsi l'assèchement de la couche intermédiaire à granulométrie fine par évapotranspiration (remontée capillaire) et par drainage. Hillel (1980) rapporte qu'une couche de surface en matériau grossier de 5 à 10 mm d'épaisseur est suffisante pour réduire l'évaporation. Un profil conceptuel de la teneur en eau de ce système de recouvrement est donné à la figure (3.17). Ce concept de couverture paraît offrir d'excellentes possibilités de réduction du transport d'oxygène et d'infiltration de l'eau vers les résidus (SRK, 1991).

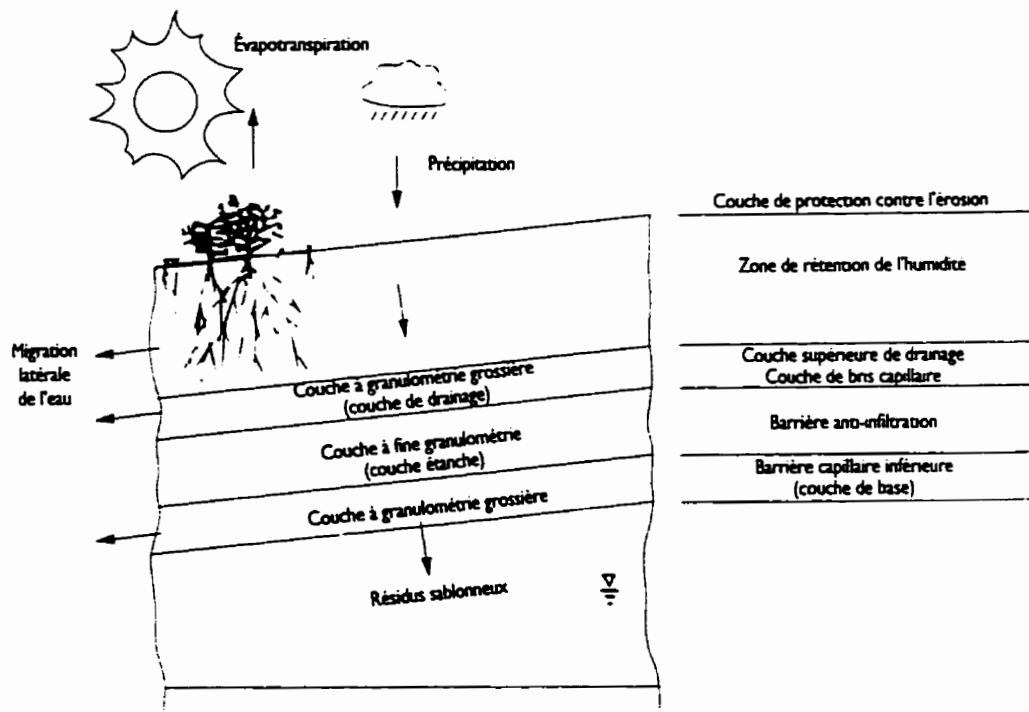


Figure 3.16 Concept de couverture de sol pour des résidus réactifs (Rasmussen et Eriksson, 1987)

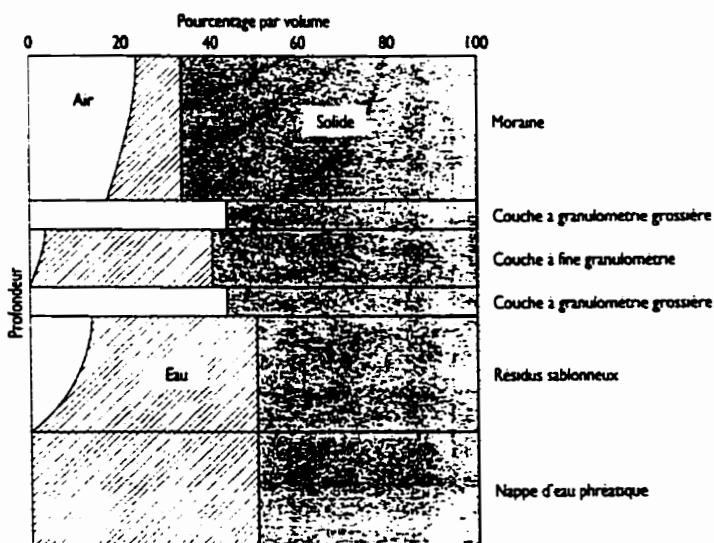


Figure 3.17 Diagramme de distribution de l'eau à travers la couverture de sol et le dépôt de résidus (Rasmussen et Eriksson, 1987)

CHAPITRE IV

TRANSPORT D'OXYGÈNE À TRAVERS UN MILIEU POREUX

Comme nous l'avons vu au chapitre 1, l'oxygène est nécessaire à l'oxydation des minéraux sulfurés présents dans les résidus miniers. Le transport de l'oxygène dans les résidus et les sols se fait par diffusion moléculaire et/ou par convection à travers les pores. Pour les amas de roches stériles, le transport d'oxygène par convection peut être plus important que par diffusion, contrairement aux résidus à granulométrie fine. Dans ce chapitre, nous allons nous intéresser au transport de l'oxygène à travers les matériaux géologiques de recouvrement et les résidus miniers.

4.1 Transport par diffusion

Dans les matériaux à granulométrie fine, tels les résidus miniers ou barrières capillaires, le transport de l'oxygène se fait principalement par diffusion moléculaire (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989). La diffusion de l'oxygène a lieu aussi bien dans la phase gazeuse que dans la phase aqueuse occupant les espaces interstitiels dans les résidus et les sols.

Le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau (D_w) est d'environ 10^4 fois plus faible que dans l'air ($D_w=2,2 \times 10^{-9}$ m²/s à 25°C). De plus, la concentration d'oxygène dans l'air est environ 30 fois supérieure à celle dans l'eau. Par conséquent, en l'absence d'un transport convectif, le flux d'oxygène à travers l'eau interstitielle est suffisamment faible pour ne pas être considéré comme une source importante relativement à la génération d'acide.

La diffusion d'oxygène à travers les pores partiellement remplis d'air représente donc le mécanisme de transport dominant. Elle s'effectue sous l'effet des gradients de concentration qui s'établissent entre l'atmosphère et les pores du milieu. En supposant la phase air immobile, le flux d'oxygène résultant, par unité de surface de milieu poreux, est donné par la première loi de Fick (Bear, 1972; Hillel, 1980) :

$$F(t) = - \theta_a D_e \frac{\partial C(t)}{\partial z} \quad (4.1)$$

avec $F(t)$: flux diffusif d'oxygène, $[ML^{-2}T^{-1}]$

D_e : coefficient de diffusion effectif, $[L^2T^{-1}]$

θ_a : teneur volumique en air, $[L^3L^{-3}]$

$C(t)$: concentration d'oxygène dans la phase gazeuse au temps t , $[ML^{-3}]$

z : profondeur, $[L]$

t : temps, $[T]$

θ_a est relié au degré de saturation S_w par l'équation suivante :

$$\theta_a = \eta (1 - S_w) \quad (4.2)$$

où η est la porosité totale.

Le coefficient de diffusion effectif D_e dépend de la dimension et de l'organisation des pores, c'est à dire de la structure du sol, et de la teneur en air θ_a . De ce fait, D_e sera inférieur au coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air libre ($D_o = 1,78 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$) en raison de la section utile réduite du milieu poreux, ce qui tend à augmenter l'effet de résistance ; d'où la relation:

$$D_e = D_o \tau \quad (4.3)$$

avec $\tau < 1$. τ est appelé facteur de tortuosité. Il est généralement défini par la relation de Carman (Bear, 1972) :

$$\tau = (L / L_s)^2 \quad (4.4)$$

où L est la longueur de la ligne droite joignant deux points définissant le tube d'écoulement de longueur L_e . τ sera donc fonction de la teneur en air θ_a du milieu poreux. Il peut être déterminé empiriquement ou calculé à partir de relations théoriques. Dans leur revue bibliographique, Shackelford et Daniel (1991) rapportent des valeurs de τ entre 0,01 et 0,84 pour des sols saturés et entre 0,025 et 0,57 pour des sols partiellement saturés, incluant les mélanges sable-bentonite. Ces résultats dépendent évidemment des méthodes d'essais et d'interprétations, ainsi que de la préparation et du conditionnement du sol testé. Pour un milieu granulaire saturé, divers auteurs (Pfannkuch, 1963; Perkins et Johnston, 1963; Bear, 1972; Gillham et al., 1984) ont trouvé, à partir de plusieurs expériences de laboratoire, que la valeur 0,67 est une bonne évaluation du facteur de tortuosité. C'est également la valeur trouvée par Taylor (1949) pour un des sols qu'il a utilisés. Cependant, Rowe (1987) rapporte des valeurs de τ autour de 0,35 à partir de mesures en laboratoire et *in situ* sur un till argileux. Quigley et al. (1987) considèrent que la tortuosité n'est pas une constante du sol, mais peut varier avec l'espèce diffusant à travers le milieu. Hillel (1980), Wagenet (1983) et Yong et al. (1992) citent τ comme un paramètre physico-chimique qui dépend aussi de l'activité des surfaces de particules constituant le milieu poreux. Ils proposent la relation suivante :

$$\tau = (L / L_e)^2 \chi \quad (4.5)$$

où χ est un coefficient tenant compte des effets de l'exclusion anionique et d'une augmentation possible de la viscosité de l'eau. Ces effets tendent à réduire τ , ce qui pourrait expliquer, en partie, les faibles valeurs obtenues pour ce paramètre par certains auteurs dans des milieux avec une teneur en argile appréciable. L'expression théorique la plus couramment utilisée pour estimer τ est celle de Millington (1959) :

$$\tau = \frac{\theta_a^{10/3}}{\eta^2} \quad (4.6)$$

Pour un matériau sec, la relation (4.6) se réduit à $\tau = \theta_a^{4/3}$. Plusieurs autres relations de puissance de θ_a ont été proposées pour divers types de matériaux (e.g., van Bavel, 1952; Marshall, 1959; Currie, 1960; van Brakel et Heertjes, 1974; Troeh et al., 1982; Reible et Shair, 1982). Ces considérations diversifiées concernant le facteur de tortuosité montrent bien que cet aspect requiert encore beaucoup de travail de recherche. La figure (4.1) montre les variations de τ en fonction de la porosité (à partir de l'équation 4.6), pour différentes valeurs du degré de saturation. La diffusion d'oxygène est significativement réduite pour de hautes teneurs en eau (faibles valeurs de θ_a).

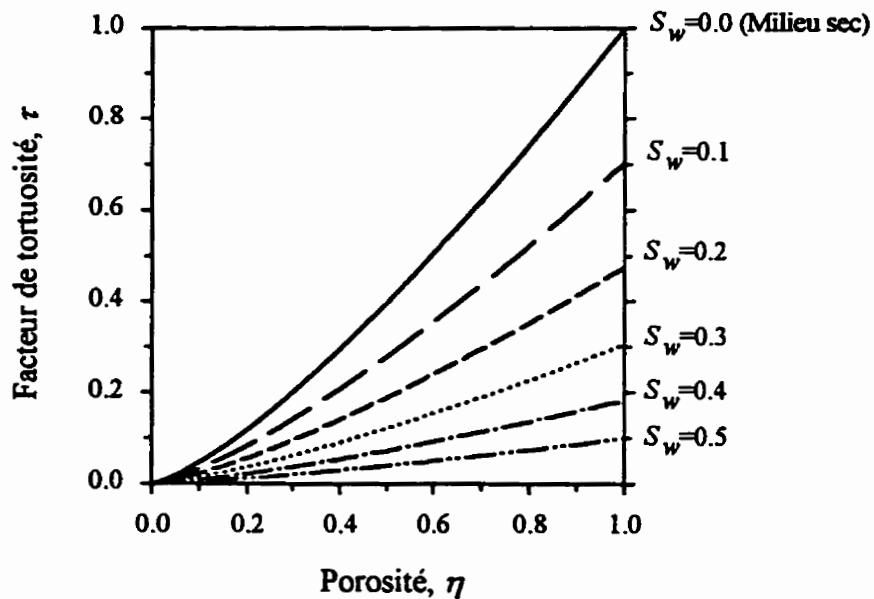


Figure 4.1 Variations du facteur de tortuosité en fonction de la porosité, pour différents degrés de saturation (équation 4.6).

Le flux d'oxygène est le paramètre critique lorsqu'on compare les taux de production d'acide. Il est contrôlé par le coefficient de diffusion effectif D_e . Ainsi, une réduction de D_e entraînera une réduction du flux d'oxygène. La performance d'une barrière de recouvrement sera fortement liée à cet aspect.

La diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux inerte (matériau de recouvrement, par exemple), partiellement saturé, peut être décrite par la seconde loi de Fick (Hillel, 1980) :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_a C) = \frac{\partial}{\partial z} (\theta_a D_a \frac{\partial C}{\partial z}) \quad (4.7)$$

Cette approche suppose que toute la phase gazeuse dans le matériau participe au processus de diffusion, la matrice solide étant considérée comme une frontière géométrique à la diffusion. En supposant une distribution uniforme des pores remplis d'air et en négligeant les phénomènes de drainage (θ_a constant), l'équation (4.7) devient :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (4.8)$$

En diffusant à travers les résidus réactifs, l'oxygène sera consommé par les minéraux sulfurés. En prenant la pyrite comme exemple, il est montré que la réaction d'oxydation peut être approchée par des cinétiques de premier ordre, à de faibles concentrations d'oxygène (Nicholson et al., 1989). En combinant le terme cinétique avec la seconde loi de Fick, on obtient l'équation suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_r C \quad (4.9)$$

où k_r est la constante de vitesse de la réaction d'oxydation des sulfures, [T^{-1}]. Lorsque k_r est élevé par rapport à D_a (contribution bactérienne à l'oxydation et coefficients de diffusion modérés), le régime permanent est atteint après un temps relativement court (moins de 10 jours, selon SRK et al., 1987). On rencontre de telles conditions sur le terrain. La solution en régime permanent ($\partial C / \partial t = 0$) est donnée par Crank (1975), pour les conditions aux limites $C(0) = C_0$ et $C(\infty) = 0$:

$$C = C_0 \exp(-z \sqrt{k_r / D_a}) \quad (4.10)$$

où C_0 est la concentration de l'oxygène à la surface du sol. La figure (4.2) montre un profil d'oxygène calculé à partir de cette solution, pour des résidus de Waite Amulet qui sont riches en sulfures (Yanful, 1990a). La valeur de la constante cinétique k_r , de 300 an^{-1} , utilisée dans ce calcul correspond à un taux d'oxydation bactérienne de la pyrite moyen à élevé (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989; Yanful, 1990a). Le profil des concentrations d'oxygène indique l'extension de la zone d'oxydation active. Dans la plupart des dépôts de résidus, la concentration d'oxygène devient nulle à environ 0,5 à 1 m de profondeur (Collin, 1987). Pour le cas des résidus de Waite Amulet, la zone active s'étend jusqu'à 60 à 70 cm environ (Yanful, 1990a).

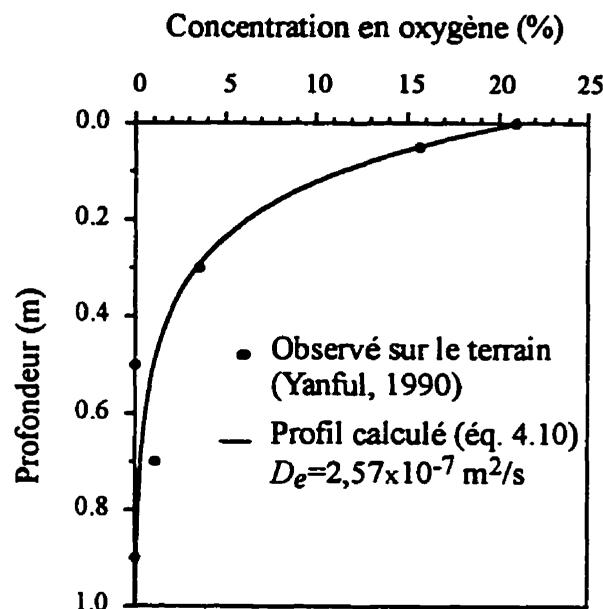


Figure 4.2 Profils d'oxygène gazeux observé et calculé au parc à résidus de Waite Amulet.

4.2 Transport par convection

Le transport de l'oxygène par convection peut résulter de l'infiltration d'eau contenant de l'oxygène dissous, de l'écoulement turbulent causé par l'action du vent, des variations barométriques ou des gradients de température.

4.2.1 Effets barométriques

Les variations de pression atmosphérique peuvent causer le transport de quantités considérables d'oxygène dans la zone superficielle des résidus (Collin, 1987). Le transport convectif d'un gaz dans un milieu poreux peut se représenter par une expression similaire à la loi de Darcy pour l'écoulement d'eau :

$$q = -\frac{k_g}{\mu_g} \frac{dp}{dz} \quad (4.11)$$

avec q : débit spécifique, $[LT^{-1}]$
 k_g : perméabilité effective du milieu au gaz, $[L^2]$
 μ_g : viscosité dynamique du gaz, $[ML^{-1}T^{-1}]$
 dp/dz : gradient de pression, $[ML^{-2}T^{-2}]$

La viscosité de l'air est d'environ $1,6 \times 10^{-5}$ Pa x s à 20°C (Streeter et Wylie, 1981). L'oxygène gazeux a une viscosité similaire à celle de l'air (Yanful, 1990b).

La perméabilité k_g est fonction de la structure du milieu poreux, plus précisément de sa perméabilité intrinsèque k , et de son degré de saturation S_w . Corey (1954) trouve que pour un milieu poreux consolidé, k_g peut être approché par la relation suivante :

$$k_g = k (1 - S_w)^2 (1 - S_w^2) \quad (4.12)$$

avec $k = K_s \mu_w / (\rho_w g)$
 K_s : conductivité hydraulique à saturation, $[LT^{-1}]$
 μ_w : viscosité dynamique de l'eau, $[ML^{-1}T^{-1}]$
 ρ_w : masse volumique de l'eau, $[ML^{-3}]$
 g : accélération gravitationnelle, $[LT^{-2}]$

S_e est le degré de saturation effectif (ou réduit). Il est donné par l'expression suivante :

$$S_e = \frac{(S_w - S_r)}{(1 - S_r)} \quad (4.13)$$

où S_r est le degré de saturation en eau résiduelle.

Les équations (4.12) et (4.13) montrent que l'introduction d'une couche à faible conductivité hydraulique et à haute teneur en eau dans le système de recouvrement offrira une bonne résistance au flux d'air vers les résidus.

En supposant un rétablissement rapide de l'équilibre des pressions dans le dépôt de résidus, le flux d'air à travers ce dépôt dépend de l'augmentation de la pression atmosphérique et du volume d'air interstiel. Par exemple, pour un dépôt de résidus sableux de porosité 0,50, de degré de saturation 0,70 et de profondeur 1 m, une augmentation de 4 kPa dans la pression atmosphérique amènera $5,4 \times 10^{-2}$ moles O₂/m² à l'intérieur du dépôt (Collin, 1987). Considérant une pareille augmentation de pression chaque jour tout en négligeant les effets d'une baisse de pression, 19,5 moles O₂/m²/an seront transportées à l'intérieur des résidus. Cette quantité d'oxygène est susceptible d'oxyder 670 g de pyrite/m²/an.

L'écoulement turbulent d'air dû à l'action du vent peut aussi contribuer de manière importante à la pénétration d'oxygène gazeux dans les dépôts de stériles (Morin et al., 1990).

4.2.2 Effets thermiques

L'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et en sulfate ferreux est une réaction exothermique produisant 1440 kJ/mole de FeS₂ (Bennett et al., 1989). La chaleur produite peut éléver la température jusqu'à plus de 80 °C dans les zones d'oxydation (Miller et al., 1990 ; Stuart et al., 1994). La différence de température résultante générera des mouvements de convection de gaz entre les résidus et l'air ambiant. La pénétration d'oxygène contribuera à l'oxydation par les bactéries dont l'activité optimale a lieu entre 30 et 35 °C.

4.2.3 Transport avec l'eau de percolation

L'eau d'infiltration provenant des précipitations peut transporter de l'oxygène dissous en profondeur vers les résidus réactifs. Le flux d'oxygène résultant peut être calculé à partir de l'équation suivante :

$$F_i = q_i C_w \quad (4.14)$$

avec $q_i = K i$: taux d'infiltration à travers les résidus ou la couverture, $[LT^{-1}]$

K : conductivité hydraulique, $[LT^{-1}]$

i : gradient hydraulique

C_w : concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration, $[ML^{-3}]$

La conductivité hydraulique du dépôt des résidus ou de la couverture est un facteur très important dans le transport par convection. La solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue quand la température augmente, mais augmente avec la pression. La figure (4.3) montre la relation entre la température et la concentration d'oxygène dissous dans l'eau en équilibre avec l'air sous une pression totale de 1 atmosphère. La concentration en oxygène dissous à 10 °C est d'environ 11 mg/l ou 0,34 moles/m³. En supposant un taux d'infiltration de 400 mm/an, la quantité d'oxygène transportée avec l'eau de percolation est inférieure à 0,14 mole O₂/m²/an. Cette quantité oxydera 5 g de pyrite/m²/an (Collin, 1987).

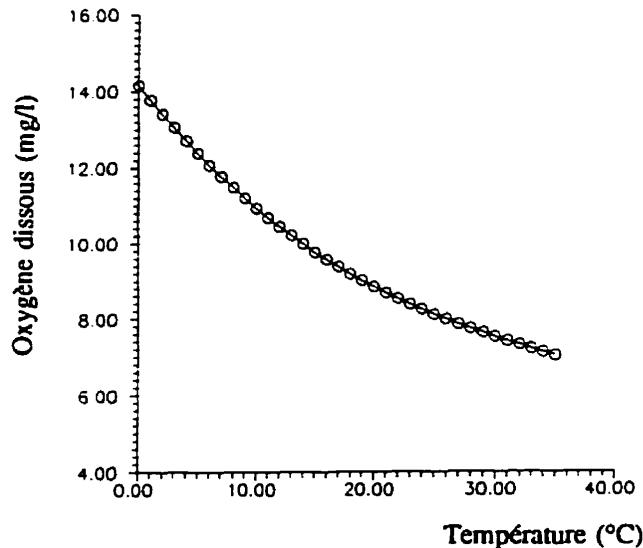


Figure 4.3 Variation de la solubilité de l'oxygène avec la température (Yanful, 1990b)

4.3 Méthodes d'estimation du coefficient de diffusion effectif

La valeur du coefficient de diffusion d'oxygène en milieu poreux est déterminante dans l'évaluation du flux d'oxygène à travers le système de recouvrement ou les résidus. Les données expérimentales de divers auteurs montrent que ce coefficient dépend fortement du degré de saturation du matériau. Il diminue quand la teneur en eau augmente, et atteint sa valeur minimale à saturation complète. La diffusion d'oxygène dans un matériau de recouvrement constitue un paramètre important dans la conception d'une couverture efficace.

Dans ce paragraphe, nous citerons quelques expériences de diffusion d'oxygène en milieu poreux non réactifs et nous donnerons des exemples de comparaison avec certaines méthodes d'estimation.

4.3.1 Modèles physiques

Les expériences de diffusion de laboratoire sont généralement menées sur des matériaux confinés dans un tube cylindrique, entre une source d'oxygène et un orifice d'échantillonnage. Les dimensions de la colonne de milieu poreux sont choisies assez petites (typiquement de

diamètre 10 cm et de hauteur 5 cm). La figure (4.4) montre un diagramme schématique du modèle expérimental.

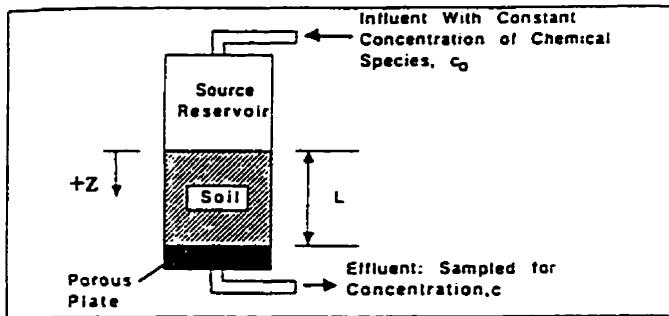


Figure 4.4 Essai en colonne avec une concentration source constante (Shackelford, 1991).

Les mesures du coefficient de diffusion effectif d'oxygène à travers l'échantillon peuvent se faire en régime permanent ou en régime transitoire.

a) Régime permanent

En appliquant une concentration en oxygène dans le réservoir source plus grande que dans le réservoir de collecte (figure 4.4), un gradient de concentration s'établit à travers l'échantillon et l'équation (4.1) peut être utilisée pour déterminer D_e une fois que les conditions du régime permanent sont atteintes :

$$D_e = \frac{F}{\theta_a} \frac{\Delta z}{\Delta C} = \frac{\Delta m}{\theta_a A \Delta t} \frac{L}{\Delta C} = \frac{\Delta m}{\Delta t} \frac{L}{\theta_a A \Delta C} \quad (4.15)$$

avec Δm : variation dans la masse d'oxygène dans le réservoir source, dans l'intervalle de temps Δt ;

L et A : longueur et section de l'échantillon, respectivement;

ΔC : différence de concentration entre les deux réservoirs.

Il est souhaitable d'échantillonner dans les deux réservoirs, à l'entrée et à la sortie du milieu poreux testé, de telle façon à s'assurer que les conditions de régime permanent sont bien atteintes :

$$-\frac{\Delta m_1}{\Delta t} = \frac{\Delta m_2}{\Delta t} = \frac{\Delta m}{\Delta t} \quad (4.16)$$

où Δm_1 et Δm_2 représentent les variations des masses d'oxygène dans les réservoirs source et de collecte, respectivement.

L'inconvénient de cette méthode est que le réservoir source doit être continuellement réalimenté en masse d'oxygène tout en prélevant dans le réservoir de collecte afin de maintenir un gradient de concentration constant. En plus, le temps nécessaire pour établir les conditions de régime permanent peut être excessif, plus particulièrement pour des échantillons épais (Shackelford, 1991) ou pour des teneurs en eau élevées.

b) Régime transitoire

- Méthode à concentration source constante

Les techniques de détermination de D_e en régime transitoire se fondent sur la comparaison des données expérimentales avec les solutions de l'équation 4.8 (ou 4.9) sous des conditions initiales et aux limites appropriées. La solution analytique de l'équation (4.8) est donnée par Crank (1975) :

$$F(t) = -\theta_a D_e \left(\frac{\partial C}{\partial z} \right)_{z=L} = 2 C_o \theta_a \sqrt{\frac{D_e}{\pi t}} \sum_{m=0}^{\infty} \exp \left[-\frac{(2m+1)^2 L^2}{4 D_e t} \right] \quad (4.17)$$

$$\text{avec : } C(z \geq 0, t = 0) = 0 \quad (4.18)$$

$$C(z \leq 0, t \geq 0) = C_o \quad (\text{i.e., concentration constante à l'entrée de l'échantillon}) \quad (4.19)$$

$$C(z \geq L, t \geq 0) = 0 \quad (4.20)$$

La condition (4.20) représente un prélèvement continu d'oxygène, ce qui suppose une consommation rapide de l'oxygène dès qu'il atteint la base de l'échantillon. En d'autres termes, cette condition simule le cas de diffusion d'oxygène à travers un matériau de recouvrement au-dessus de résidus sulfureux. L'essai en colonne correspondant à la solution (4.17) peut être schématisé par la figure (4.4).

- *Méthode à concentration source décroissante*

L'essai consiste à injecter, à $t=0$, une concentration donnée C_o d'oxygène dans le réservoir source et à suivre son évolution dans le temps. En diffusant à travers le sol, la concentration d'oxygène va décroître avec le temps dans le réservoir source et éventuellement augmenter avec le temps dans le réservoir de collecte à la sortie de l'échantillon (figure 4.5b). Les courbes de diffusion $C(t)$ tirées des mesures peuvent être comparées aux courbes théoriques afin de déterminer les coefficients de diffusion effectifs D_e .

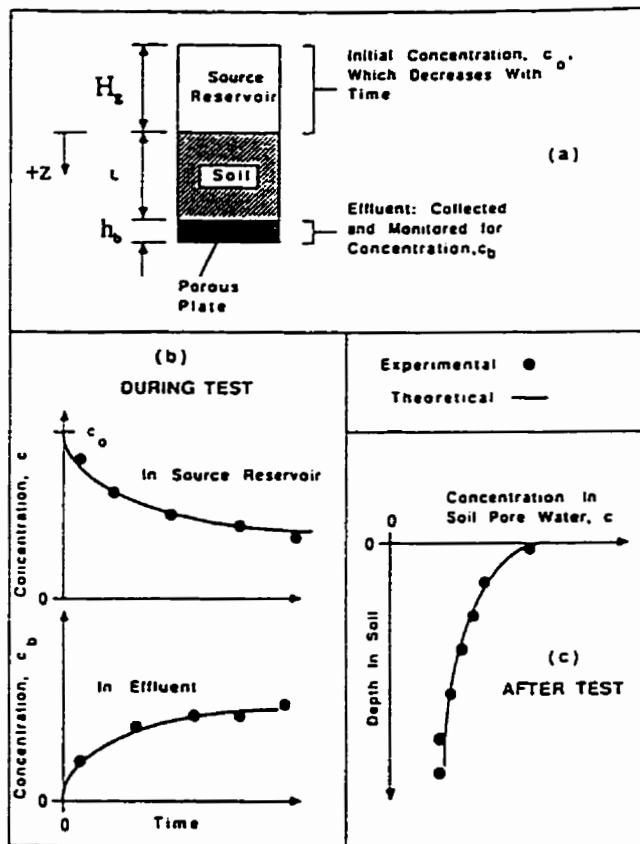


Figure 4.5 Essai en colonne avec une concentration source décroissante (Shackelford, 1991)

Rowe et Booker (1990) ont développé un programme, nommé POLLUTE, qui permet de déterminer la valeur de D_e à partir d'une solution semi-analytique de l'équation (4.8). La variation de la concentration dans le réservoir source avec le temps est donnée par la relation suivante:

$$C(t_i) = C_0 - \frac{1}{H_g} \int_0^{t_i} F_s(t) dt \quad (4.21)$$

où H_g est la hauteur de la colonne de gaz au-dessus de l'échantillon. Le flux massique $F_s(t)$ à travers la surface du sol est donné par la loi de Fick (équation 4.1).

Dans le cas où l'oxygène diffusant à travers le sol s'accumule à la base de la colonne dans le disque poreux, la concentration à la base en fonction du temps est donnée par :

$$C_b(t_i) = \int_0^{t_i} \frac{F_b(t)}{\theta_b h_b} dt \quad (4.22)$$

avec $F_b(t)$: flux à travers le disque poreux à la base de l'échantillon

h_b : épaisseur du disque poreux

θ_b : teneur volumique en air dans le disque poreux.

Si au lieu du disque poreux, on a un réservoir de hauteur H_b (figure 4.6a), la concentration d'oxygène s'accumulant dans le réservoir en fonction du temps est donnée par :

$$C_b(t_i) = C_b(0) + \frac{1}{H_b} \int_0^{t_i} F_b(t) dt \quad (4.23)$$

où $C_b(0)$ est la concentration initiale dans le réservoir de collecte ($C_b(0)$ peut être choisie nulle au début de l'expérience) et $F_b(t)$ est le flux d'oxygène à travers la base de l'échantillon.

L'avantage des essais en colonne est qu'ils permettent une étude quantitative et une information suffisante sur les différents paramètres du transport d'une espèce chimique à travers un milieu poreux donné. Cependant, il est souvent difficile de bien respecter les conditions aux limites imposées par le modèle théorique ou numérique utilisé pour l'interprétation des résultats. Les valeurs déterminées par calage pourront être ainsi erronées.

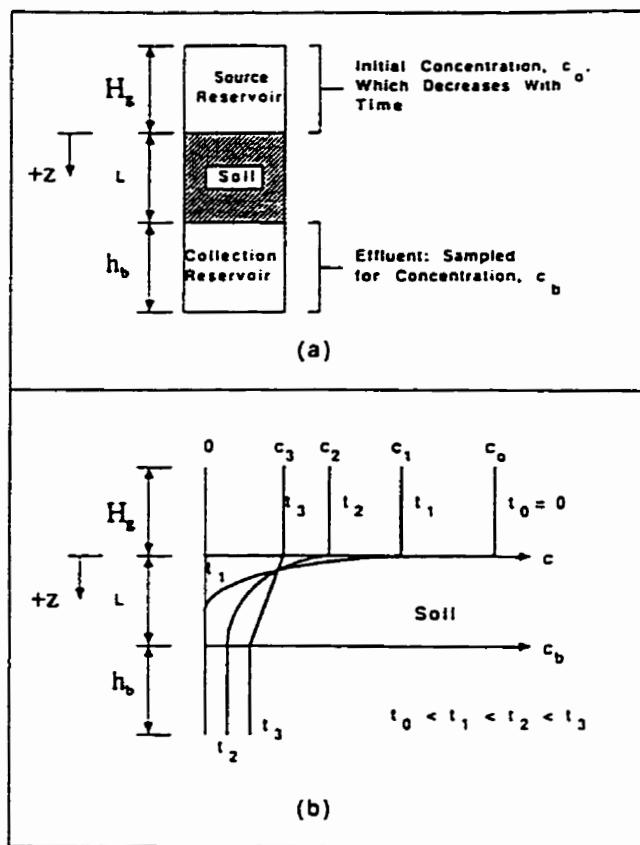


Figure 4.6 Méthode du réservoir double (Shackelford, 1991)

(a) Schéma de l'essai, (b) Profils de concentration.

Les expériences de diffusion nécessitent parfois des durées assez longues (plus d'un mois pour des degrés de saturation élevés, $S \geq 85\%$). Ceci pourrait poser des difficultés quant à la constance du degré de saturation et à l'uniformité dans la répartition de la phase gazeuse dans le milieu durant l'expérience. Un écoulement d'eau gravitaire peut avoir lieu pendant l'essai de diffusion à travers des milieux partiellement saturés, particulièrement à hautes teneurs en eau (Reardon et Moddle, 1985). Ce problème peut être résolu en opérant sur de petits échantillons de 5 cm d'épaisseur, par exemple (Tremblay, 1995).

Plusieurs auteurs ont mené des expériences de laboratoire pour déterminer les coefficients de diffusion d'oxygène dans les sols. Ces expériences consistaient généralement à mesurer le profil de concentration, en fonction du temps ou de la profondeur, et à le comparer au profil théorique en fonction de certaines propriétés du matériau telles que teneur en eau et porosité. Nous ne présentons ici que les modèles qui nous semblent les plus pertinents en regard des objectifs de notre étude. Cette revue n'étant donc pas exhaustive, d'autres informations sur les essais en colonne peuvent être obtenues dans la littérature, notamment dans les publications suivantes : Van Genuchten (1978), Crooks et Quigley (1984), Silver (1986), Patterson (1987), Aachib (1987), Aachib et *al.* (1988), Rowe et *al.* (1988), Bues et *al.* (1989), Ritcey (1989), SRK (1991), Pyrih et Rouse (1989), Konasewich et *al.* (1990), Denholm et Hallam (1991).

Par exemple, Lemon et Erickson (1952) ont utilisé une électrode en platine pour mesurer le taux de diffusion d'oxygène dans les sols en serre. La méthode implique une corrélation entre le courant produit par la réduction d'oxygène à la surface de la platine et le flux d'oxygène correspondant selon la loi de Fick.

L'appareillage expérimental de Papendick et Runkles (1965) consistait en une colonne d'aluminium d'un diamètre de 7,6 cm pour les sols, et une colonne en plexiglass de diamètre 6,4 cm pour les autres matériaux (laine, par exemple). Les colonnes ont été équipées sur toutes leurs longueurs avec des électrodes Beckman pour mesurer les concentrations d'oxygène gazeux en pourcentage de volume. Les coefficients de diffusion ont été ensuite déterminés par comparaison des courbes théoriques avec les données expérimentales.

Lai et *al.* (1976) ont proposé une méthode non perturbatrice pour déterminer le coefficient de diffusion d'oxygène dans les sols en utilisant la théorie de la diffusion radiale d'une quantité donnée de gaz dans un milieu poreux semi-infini. Cette méthode implique un suivi dans le temps des variations de concentrations de l'oxygène gazeux injecté dans la masse de sol à

l'aide d'une seringue. La méthode a été vérifiée avec trois sols du Michigan au laboratoire et *in situ*. Les écarts observés entre les valeurs des coefficients de diffusion en laboratoire et *in situ* ont été attribués par ces auteurs aux hétérogénéités et à la présence de graviers et de racines de plantes dans le terrain, ce qui a tendance à entraver la diffusion du gaz.

Reardon et Moddle (1985) ont pour leur part utilisé une technique conductimétrique pour déterminer le coefficient de diffusion d'oxygène dans des échantillons de résidus d'uranium en utilisant le gaz carbonique comme traceur. Le principe de cette méthode est le suivant (figure 4.7) : l'échantillon, d'une certaine teneur en eau, est mis en place dans un cylindre en pyrex. Une chambre à gaz est reliée à une extrémité de ce cylindre et un mélange CO₂/N₂ est circulé à travers ce réservoir pour maintenir une pression partielle de CO₂ constante. L'autre extrémité est connectée à un récipient contenant une solution de NaOH. La colonne de diffusion est ensuite immergée dans un bain à température constante de 25 °C. Comme le dioxyde de carbone diffuse à travers le milieu poreux inert et dans la solution NaOH, la conductance électrique de celle-ci décroît à cause de la diminution des ions OH⁻ hautement conducteurs en faveur de HCO₃⁻ et CO₃²⁻ moins conducteurs. L'expérience est menée sous les conditions de régime permanent. La quantité de CO₂ consommée est fonction de la baisse de la conductance électrique de la solution NaOH. Le flux diffusif de CO₂ à travers le matériau peut ainsi être déterminé. Le coefficient de diffusion effectif d'oxygène D_e est ensuite calculé à partir de la relation :

$$D_e = D_o (D' / D'_o) \quad (4.24)$$

où D_o = coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air,
 D' = coefficient de diffusion effectif du gaz carbonique,
 D'_o = coefficient de diffusion du gaz carbonique dans l'air.

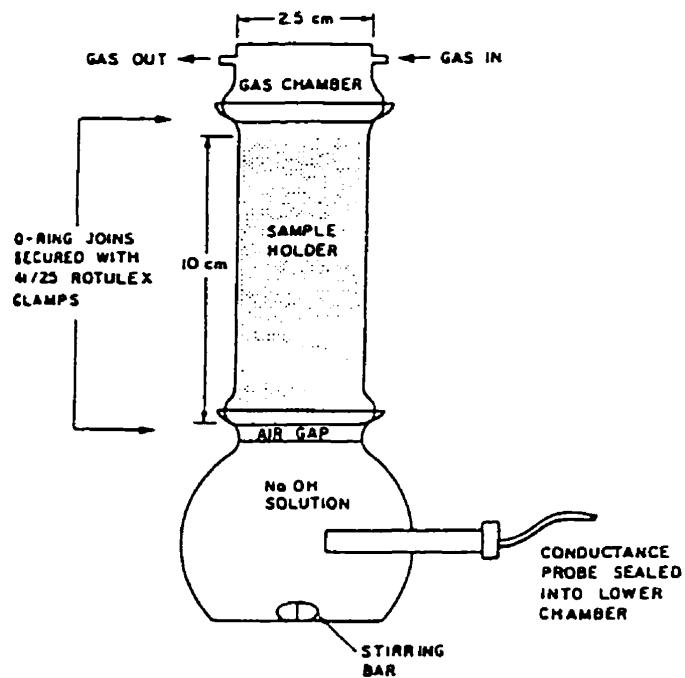


Figure 4.7 Illustration schématique de la cellule de diffusion utilisée par Reardon et Moddle (1985)

Yanful (1993) a utilisé une colonne en PVC transparent, d'un diamètre intérieur de 10 cm et d'une hauteur de 20 cm. Le sol est mélangé avec de l'eau à la teneur en eau désirée et compacté directement à l'intérieur de la colonne jusqu'à avoir la densité voulue. La colonne de sol est purgée avec de l'azote au début de chaque essai. Une masse donnée d'oxygène, initialement égale à la valeur atmosphérique, est autorisée à diffuser dans une couche de sol de 8 cm d'épaisseur. La source d'oxygène ainsi que la sortie de l'échantillon sont continuellement contrôlées par des détecteurs reliés à des analyseurs d'oxygène. L'expérience est conduite jusqu'à atteindre le régime permanent. Les résultats indiquent généralement une grande diminution dans la diffusion d'oxygène pour des saturations élevées ($S_w=85$ à 95%).

4.3.2 Relations empiriques et semi-empiriques

La plupart des corrélations expriment le coefficient de diffusion effectif sous la forme suivante:

$$\frac{D_e}{D_o} = Q \quad (4.25)$$

où D_o est le coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air libre, et Q est un facteur de diffusivité relative. Ce rapport demeure relativement constant pour tous les gaz et n'est fonction que des caractéristiques spécifiques du sol. Diverses relations empiriques et semi-empiriques ont été proposées pour exprimer Q en fonction généralement de la teneur en air θ_a et éventuellement de la porosité totale η . Des exemples de ces relations sont donnés dans le paragraphe 4.1., où Q est remplacé par le facteur de tortuosité τ .

Une autre relation empirique est donnée par Troeh et al. (1982) :

$$\frac{D_e}{D_o} = [(θ_a - u) / (1 - u)]^v \quad (4.27)$$

où u et v sont des paramètres expérimentaux. Reardon et Moddle (1985) ont trouvé des valeurs de 0,05 et 1,7 pour u et v , respectivement, pour un échantillon de résidus d'uranium de Elliot Lake (figure 4.8). Les résultats de ces expériences montrent que l'on peut obtenir de très faibles coefficients de diffusion effectifs D_e dans des sols à hautes teneurs en eau : D_e est divisé par 1000 environ lorsque $θ_a$ décroît de 0,40 à 0,06.

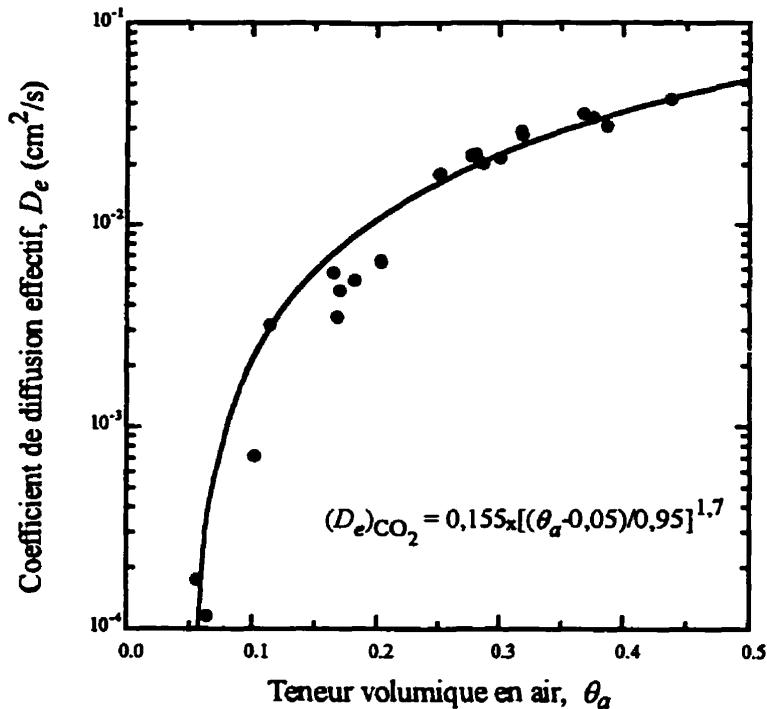


Figure 4.8 Variation du coefficient de diffusion du CO₂ avec la teneur en air (Reardon et Moddle, 1985)

La difficulté majeure avec presque toutes les relations empiriques est qu'elles donnent des valeurs erronées du coefficient de diffusion effectif à de hauts degrés de saturation ($S_w \geq 0,90$). Ceci est dû principalement au fait que ces relations ne tiennent pas compte de la diffusion d'oxygène dans l'eau interstitielle. En effet, la contribution de celle-ci dans le transport diffusif d'oxygène devient significative lorsque le milieu approche la saturation totale.

Il faudrait également noter que les expériences de diffusion sont très difficiles à effectuer avec précision pour des degrés de saturation élevés. Reardon et Moddle (1985) attribuent ceci aux effets d'un drainage éventuel de l'eau interstitielle durant l'expérience, ce qui augmente la teneur en eau en bas de la colonne. Le coefficient de diffusion effectif diminue systématiquement avec le temps. Ceci pourrait expliquer, en partie, la grande dispersion des données expérimentales à hautes teneurs en eau.

Un concept particulièrement intéressant est celui développé par Millington et Quirk (1961) et utilisé par Millington et Shearer (1971) pour estimer les coefficients de diffusion de gaz en milieu poreux. Millington et Quirk (1961) supposent le milieu poreux constitué de sphères solides s'interpénétrant, séparées par des pores sphériques qui s'interpénètrent également. En utilisant la probabilité de continuité des pores à travers le milieu, la surface des pores résultant de l'interaction sera comprise entre η et η^2 . La surface effective offerte à l'écoulement est η^{2x} :

$$\eta^2 < \eta^{2x} < \eta < \eta^x \quad (4.28)$$

avec $0.5 < x < 1$.

Si η^{2x} est considéré comme la surface de pore minimale, la surface maximale occupée par le solide qui lui est associée sera $(1-\eta)^x$. Par conséquent, la surface de pore minimale en l'absence d'interaction est donnée par $1-(1-\eta)^x$. Les deux surfaces de pore minimales devant être identiques vis-à-vis de l'écoulement, on a :

$$\eta^{2x} + (1-\eta)^x = 1 \quad (4.29)$$

En utilisant ce concept pour un milieu granulaire constitué de particules solides (non poreuses), Millington et Shearer (1971) estiment le coefficient de diffusion effectif de gaz à partir de la relation :

$$\frac{D_e}{D_o} = (1-S_w)^2 [\eta(1-S_w)]^{2x} \quad (4.30)$$

où x est donné par :

$$[\eta(1-S_w)]^{2x} + [1-\eta(1-S_w)]^x = 1 \quad (4.31)$$

Dans ces équations, $\eta(1-S_w)$ n'est autre que θ_a puisqu'il s'agit de la surface de pore offerte à la diffusion du gaz; la phase aqueuse étant considérée comme faisant partie intégrante du solide. Le terme $(1-S_w)^2$ est en fait la probabilité de continuité de la phase air à travers un pore considéré comme un continuum, alors que le terme $[\eta(1-S_w)]^{2x}$ est la probabilité de continuité de l'air dans tout le milieu poreux. Cependant, le modèle de Millington et Shearer ne convient pas aussi bien aux matériaux à très hauts degrés de saturation ($S_w \geq 0,90$). L'équation (4.32) doit être modifiée pour inclure la diffusion de gaz à travers l'eau interstitielle. Collin (1987) propose alors l'équation suivante :

$$\frac{D_e}{D_o} = (1-S_w)^2 [\eta(1-S_w)]^{2x_a} + S_w^2 (\eta S_w)^{2x_w} H \frac{D_w}{D_o} \quad (4.32)$$

où x_a et x_w sont donnés par :

$$[\eta(1-S_w)]^{2x_a} + [1-\eta(1-S_w)]^{x_a} = 1 \quad (4.33)$$

$$(\eta S_w)^{2x_w} + (1-\eta S_w)^{x_w} = 1 \quad (4.34)$$

avec H = constante de solubilité d'un gaz dans l'eau (constante de la loi de Henry) :

$H = C_w/C_a$, où C_w et C_a sont les concentrations du gaz dans la phase eau et dans la phase air, respectivement ($H = 2,95 \cdot 10^{-2}$ à 25°C pour l'oxygène).

La figure (4.9) montre les résultats d'une comparaison entre les différents modèles d'estimation susmentionnées sur des données de Fluhler (1973) rapportées par Collin (1987). Le meilleur accord entre les valeurs calculées et les données expérimentales est obtenu à partir de l'équation (4.32).

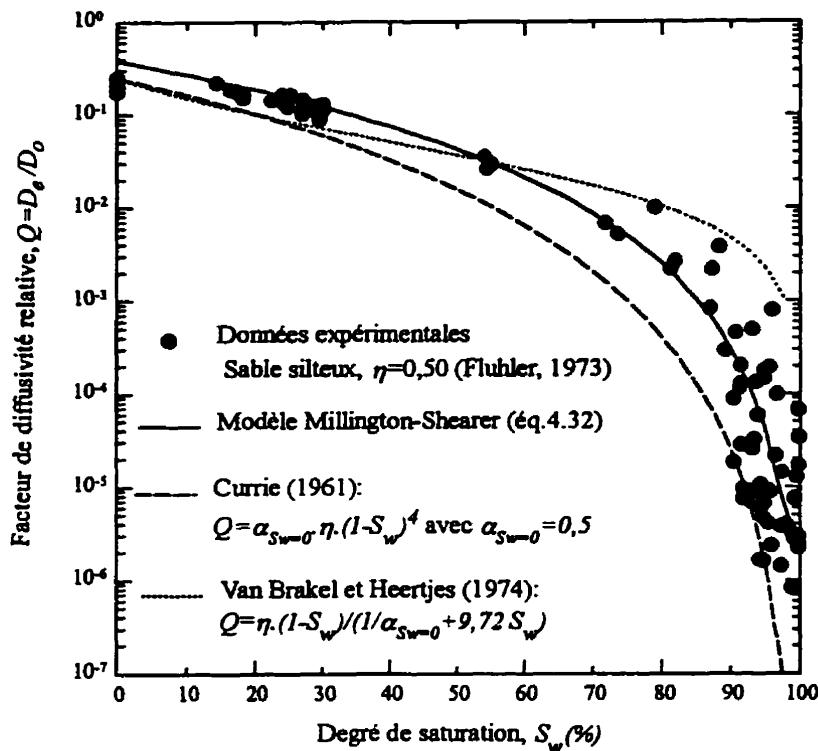


Figure 4.9 Comparaison entre différentes méthodes d'estimation du coefficient de diffusion.

Comme l'a déjà noté Collin (1987), la méthode d'estimation de Millington-Shearer donne de bons résultats pour des matériaux sans agrégats, essentiellement des échantillons de laboratoire. Pour les échantillons intacts de sols argileux, cette méthode sous-estime les valeurs de D_e pour les hautes teneurs en eau. En effet, pour une même teneur en eau, la diffusion de gaz dans ces sols est plus grande à cause de la porosité des particules, contrairement aux matériaux sans agrégats compactés au laboratoire.

Si un cheminement préférentiel (canal ou fissuration) est créé à travers l'échantillon ou entre l'échantillon et la paroi du tube, le flux total mesuré durant l'expérience sera fortement affecté par la diffusion à travers le cheminement, spécialement aux hautes teneurs en eau. En supposant qu'il n'y a pas d'eau dans l'espacement créé, la résistance à la diffusion y sera plus faible que dans le reste de l'échantillon. Collin (1987) a comparé les profils de diffusion pour

différentes valeurs du rapport aire de l'espacement (A_{sp}) sur l'aire du reste de l'échantillon (A_{reh}). Ceci est illustré à la figure (4.10).

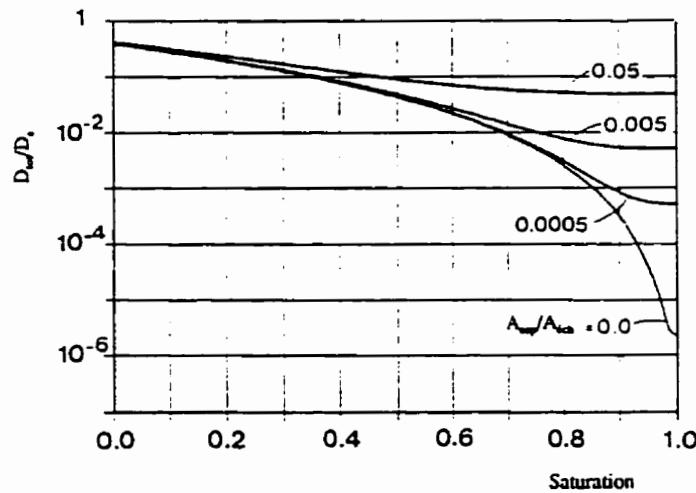


Figure 4.10 Influence d'un espacement occupé par de l'air
créé à travers l'échantillon sur les mesures
du coefficient de diffusion effectif (Collin, 1987).

4.3.3 Solutions analytiques

Un grand nombre de problèmes décrits par la seconde loi de Fick ont été résolus analytiquement (Carslaw et Jaeger, 1959; Crank, 1975). Pour des systèmes plus compliqués, une solution numérique de l'équation (4.10) peut être utilisée. Cependant, les essais expérimentaux doivent respecter scrupuleusement les conditions aux limites adoptées pour résoudre cette équation.

Une solution analytique à l'équation (4.9) est donnée par Astarita (1967) :

$$\frac{C}{C_o} = \frac{C_i}{C_o} \exp(-k_r t) \operatorname{erf}\left(\frac{z}{2\sqrt{D_e t}}\right) + \frac{1}{2} \left[\exp\left(z\sqrt{\frac{k_r}{D_e t}}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{2\sqrt{D_e t}} + \sqrt{k_r t}\right) + \exp\left(-z\sqrt{\frac{k_r}{D_e t}}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{2\sqrt{D_e t}} - \sqrt{k_r t}\right) \right] \quad (4.35)$$

pour les conditions aux limites suivantes:

$$C(z,0) = C_i \text{ et } C(0,t) = C_o \text{ et } C(\infty,t) = 0$$

avec :

$$\begin{aligned} erf(u) &= \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^u \exp(-v^2) dv \\ erfc(u) &= 1 - erf(u) \end{aligned} \quad (4.36)$$

Dans le cas d'un milieu non réactif (barrière de recouvrement), $k_r=0$, la solution (4.35) devient, sous les mêmes conditions aux limites précédentes:

$$\frac{C(z,t)}{C_o} = \frac{C_i}{C_o} erf\left(\frac{z}{2\sqrt{D_e t}}\right) + erfc\left(\frac{z}{2\sqrt{D_e t}}\right) \quad (4.37)$$

Généralement, on choisit $C_i=0$ et l'on obtient (Carslaw et Jaeger, 1959; Crank, 1975):

$$\frac{C(z,t)}{C_o} = erfc\left(\frac{z}{2\sqrt{D_e t}}\right) \quad (4.38)$$

Dans le cas d'un régime permanent, $\partial C / \partial t = 0$ dans l'équation (4.9). La solution générale de l'équation différentielle résultante est :

$$C(z) = A_1 \exp(z\sqrt{\frac{k_r}{D_e}}) + A_2 \exp(-z\sqrt{\frac{k_r}{D_e}}) \quad (4.39)$$

Pour les conditions aux limites :

$$C(0) = C_o \quad (\text{concentration constante à la surface de l'échantillon})$$

$$(dC/dz)_{z=L} = 0 \quad (\text{pas de flux d'oxygène à travers la base de l'échantillon}),$$

la solution (4.39) devient :

$$\frac{C(z)}{C_0} = \frac{I}{\exp(L\sqrt{\frac{k_r}{D_e}}) + \exp(-L\sqrt{\frac{k_r}{D_e}})} [\exp(-L\sqrt{\frac{k_r}{D_e}}) \exp(z\sqrt{\frac{k_r}{D_e}}) + \exp(L\sqrt{\frac{k_r}{D_e}}) \exp(-z\sqrt{\frac{k_r}{D_e}})] \quad (4.40)$$

Ces deux conditions représentent le cas d'un dépôt de résidus pyriteux (réactifs) non couverts, avec la surface libre de la nappe à une profondeur $z=L$. Dans le cas où la nappe est située très loin en profondeur ($C(\infty)=0$), on retrouve la solution (4.10).

4.4 Application pour la prédiction de la performance des barrières de recouvrement

Dans ce paragraphe, nous allons comparer les performances de deux types de couvertures en matériaux meubles. La première sera une barrière simple, alors que la deuxième représentera le système multicouche que nous avons adopté pour notre étude expérimentale.

Comme il a été déjà mentionné dans ce chapitre, le flux d'oxygène est le paramètre critique lorsqu'on compare les taux de production d'acide. Il est contrôlé par le coefficient de diffusion effectif D_e . Ainsi, une réduction de D_e entraînera une réduction du flux d'oxygène et, par la suite, du DMA.

4.4.1 Estimation du coefficient de diffusion effectif

Suite aux discussions du paragraphe 4.3.2, le modèle de Millington-Shearer, représenté par l'équation (4.32), nous paraît être le plus approprié quant à l'évaluation du coefficient de diffusion effectif d'oxygène (D_e) à travers un matériau poreux à un degré de saturation donné. Sur la figure (4.11), nous avons tracé le profil de diffusion d'oxygène en fonction du degré de saturation à partir de l'équation (4.32), pour des valeurs usuelles de l'indice des

vides e ($0,50 \leq e \leq 1$). On constate que la valeur de D_e devient égale à celle du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($D_w = 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) pour un degré de saturation inférieur à 100% (soit $S_w \approx 90\%$). Ceci est dû à la tortuosité du milieu poreux (voir paragraphe 4.1). Lorsque le degré de saturation devient supérieur à 90% environ, la phase air n'est plus continue et le transport du gaz est réduit à sa diffusion à travers les pores remplis d'eau (Fredlund et Rahardjo, 1993). Cette constatation a des implications pratiques très importantes, puisque théoriquement les barrières en matériaux meubles maintenus à un haut degré de saturation ($S_w \approx 90\%$ environ) peuvent fournir le même niveau de réduction de diffusion d'oxygène que des couvertures aqueuses ; ces dernières sont souvent considérées comme étant les plus efficaces pour limiter le DMA (SRK, 1991).

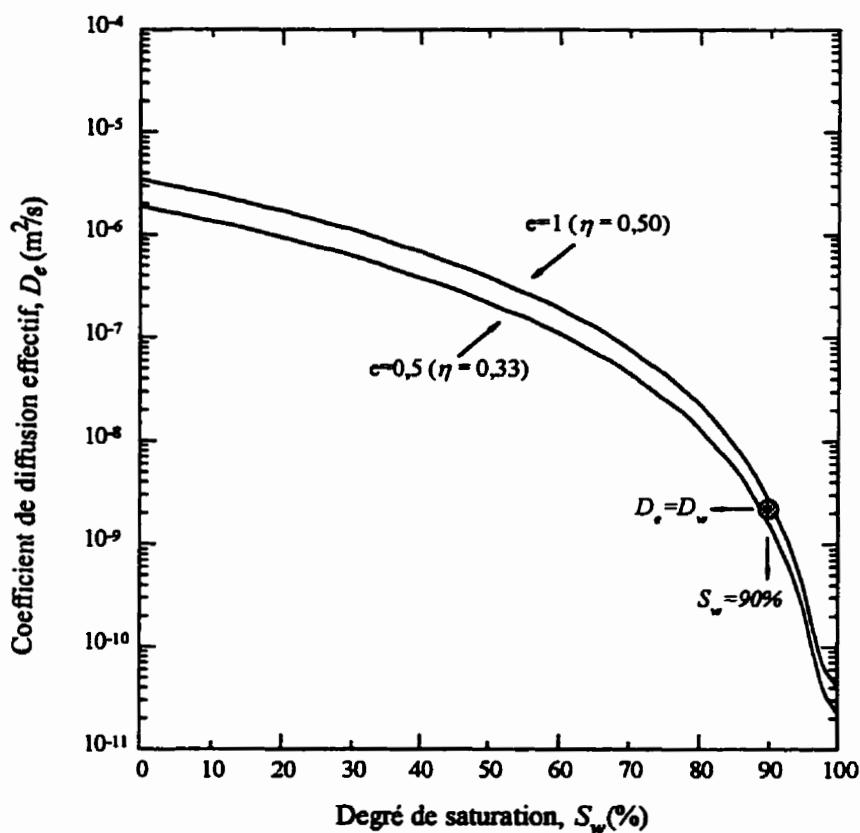


Figure 4.11 Profil de diffusion d'oxygène en fonction du degré de saturation, à partir du modèle Millington-Shearer (équation 4.32)

Sur la figure (4.12), nous avons tracé le facteur de tortuosité (τ) défini par l'équation (4.30), pour un milieu sec ($S_w=0$), et ceci pour plusieurs données de la littérature. Pour $S_w=0$, l'équation (4.30) est réduite à l'expression suivante :

$$\frac{D_e}{D_o} = \tau = \eta^{2x} \quad \text{avec} \quad \eta^{2x} + (1-\eta)^x = 1 \quad (4.41)$$

On remarque sur la figure (4.12) que le profil théorique donné par l'équation (4.41) concorde bien avec les données expérimentales. Le meilleur ajustement est obtenu pour $x=0,75$, soit $2x=3/2$, ce qui rejoint le modèle de Marshall (1959).

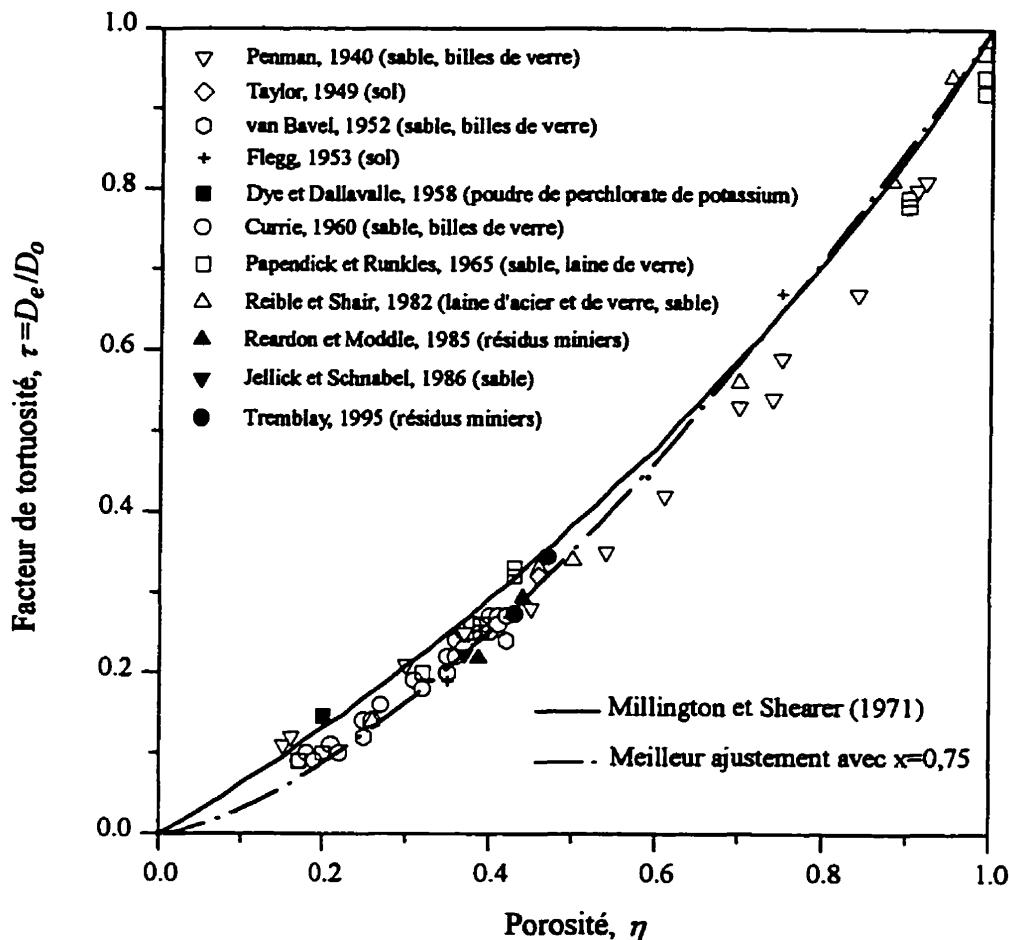


Figure 4.12 Facteur de tortuosité en fonction de la porosité pour la diffusion d'un gaz à travers un milieu poreux sec ($S_w=0$)

4.4.2 Examen de quelques scénarios de recouvrement

Nous allons maintenant examiner deux cas de recouvrement avec des matériaux meubles. Les coefficients de diffusion effectifs d'oxygène sont estimés à l'aide du modèle Millington-Shearer modifié par Collin (équation 4.32).

4.4.2.1 Cas d'une couverture simple

Dans ce cas, nous allons nous intéresser à un recouvrement composé d'une seule couche de matériau meuble. À partir de la loi de Fick (équation 4.1) et de la solution de Crank (1975) en régime permanent (équation 4.10), Nicholson et *al.* (1989) ont défini l'efficacité (E_c) de la couverture par le rapport $E_c = F_r / F_c$, soit:

$$E_c = \frac{\sqrt{k_r (D_e)_r}}{(D_e)_c} L + 1 \quad (4.41)$$

avec F_r : flux à travers les résidus sans couverture,
 F_c : flux à travers la couverture,
 k_r : constante cinétique de réaction,
 $(D_e)_r$: coefficient de diffusion de l'oxygène à travers les résidus,
 $(D_e)_c$: coefficient de diffusion de l'oxygène à travers les matériaux de recouvrement,
 L : épaisseur de la couverture.

La figure (4.13) montre que la réduction effective du flux d'oxygène a lieu dans le premier mètre de l'épaisseur de la couverture (voir aussi Nicholson et *al.*, 1989). Au-delà, l'effet d'une augmentation de l'épaisseur (L) n'améliore que très peu l'efficacité de la barrière. Nous remarquons aussi qu'une couverture d'épaisseur 0,5 m, saturée à 90%, serait plus efficace qu'une couverture de 4,0 m d'épaisseur avec une saturation de 80%. Le degré de saturation du matériau de recouvrement a donc une importance capitale quant à l'efficacité de la barrière, comme il a été mentionné plus haut dans cette même section.

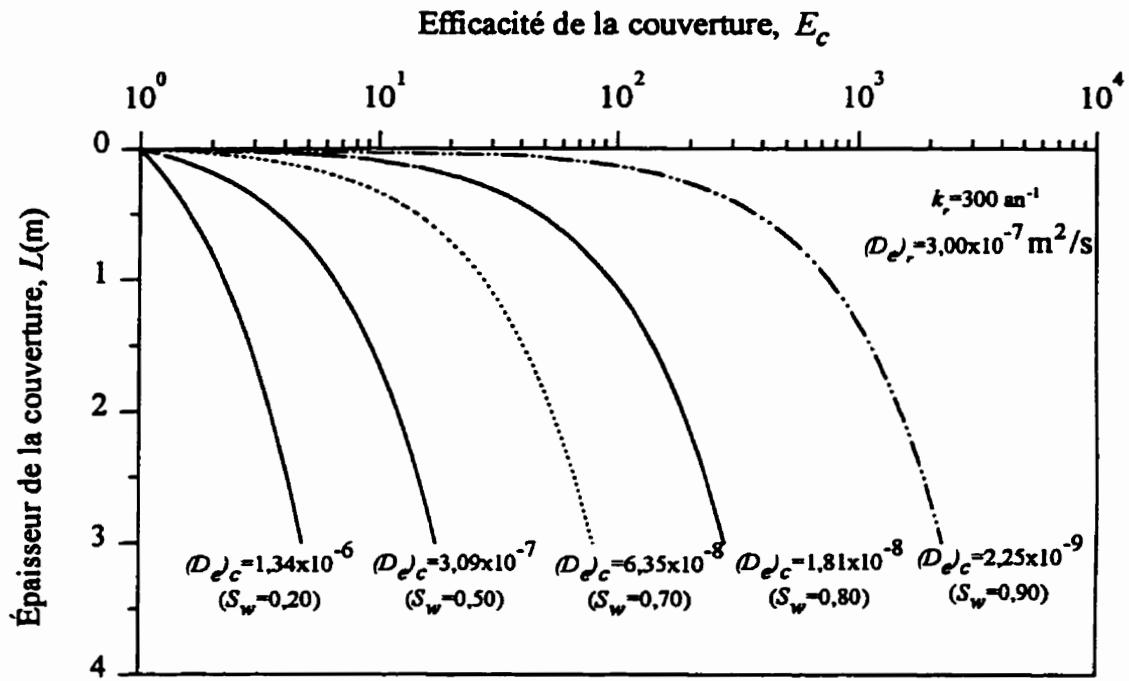


Figure 4.13 Performance de la couverture en fonction de son épaisseur et du degré de saturation (Aachib et al., 1993).

L'équation décrivant la diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux homogène et non réactif est donnée par la seconde loi de Fick (équation 4.8). Pour une couverture sur un dépôt de résidus sulfureux, les conditions aux limites suivantes sont applicables:

i) concentration d'oxygène constante à la surface de la couverture: $C(z=0, t \geq 0) = C_\infty$,

ii) concentration initiale d'oxygène nulle à travers l'épaisseur L de la couverture:

$$C(0 \leq z \leq L, t=0) = 0,$$

iii) concentration d'oxygène à la base de la couverture supposée nulle en tout temps:

$C(z \geq L, t \geq 0) = 0$. Ceci simule une consommation rapide de l'oxygène, par les minéraux sulfureux, dès qu'il atteint la limite inférieure de la couverture.

La solution de l'équation (4.8), avec les conditions ci-dessus, est donnée par Crank (1975) et elle est représentée par la relation (4.17). Les figures (4.14a, b et c) donnent une idée du

temps nécessaire au flux d'oxygène pour atteindre le régime permanent, pour différents degrés de saturation d'une couverture simple en matériau meuble d'épaisseur $L=0,50$ m. La concentration C_0 est choisie égale à la valeur atmosphérique (20,9% ou $0,274$ kg/m³). Pour des coefficients de diffusion effectifs relativement élevés (figure 4.14 a et b), ce régime est atteint assez rapidement (3 à 10 jours, dans cet exemple). Lorsque D_e est faible ($D_e=D_w=2,2 \times 10^{-9}$ m²/s, par exemple), il faudrait beaucoup plus de temps pour atteindre le régime permanent (plus de 2 ans), avec un flux d'oxygène beaucoup plus faible (140 à 600 fois plus faible, figure 4.14 c). Cependant, pour que la couverture puisse maintenir un degré de saturation S_w élevé (D_e faible), il faudrait qu'elle soit intégrée dans un système multicouche qui appliquerait le concept de barrière capillaire (voir chapitre 3); d'où l'intérêt du cas suivant.

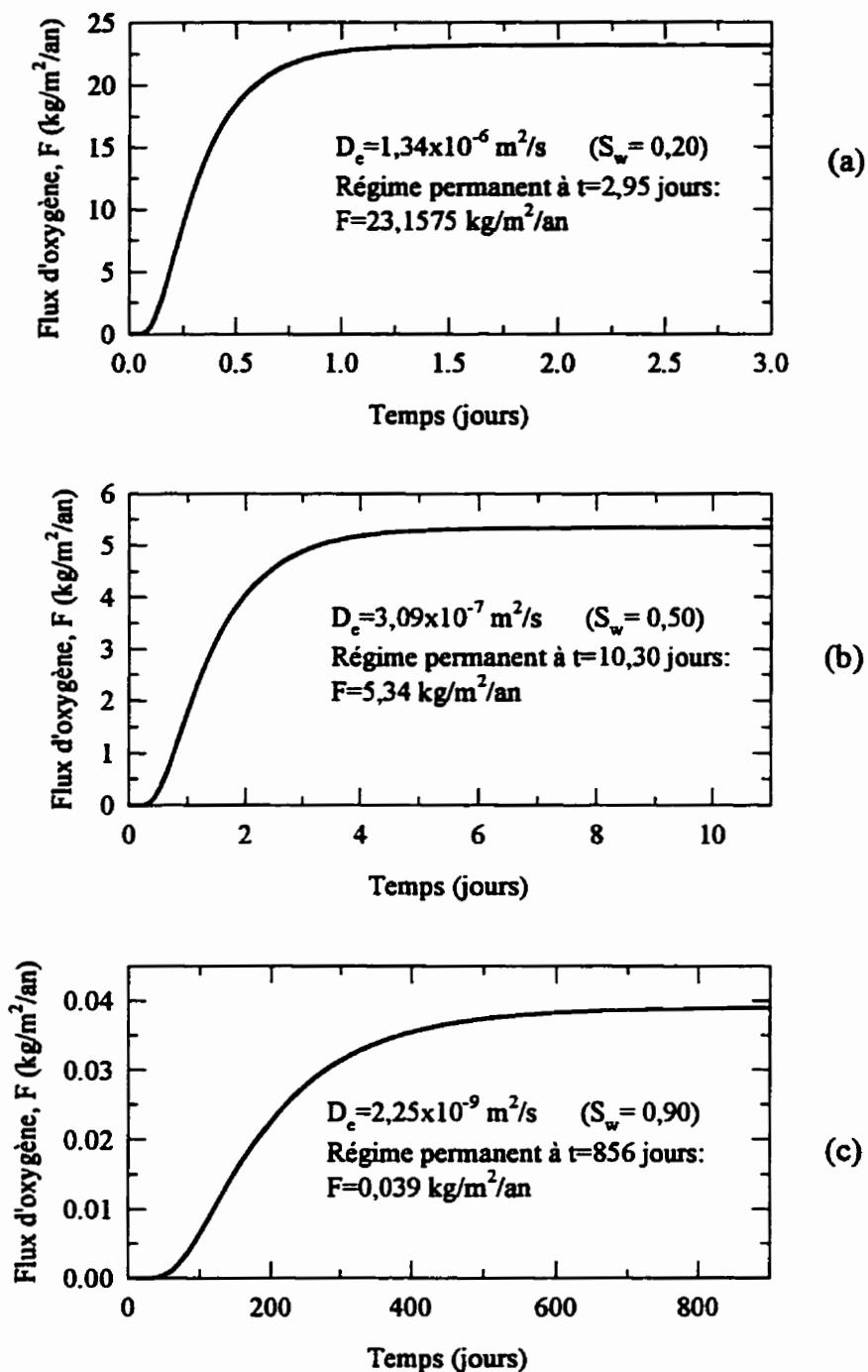


Figure 4.14 Courbes de diffusion d'oxygène en fonction du temps, pour différents degrés de saturation S_w ($L=0,50 \text{ m}$).

4.4.2.2 Cas d'une couverture composite

Le flux d'oxygène à travers un système multicouche, à strates horizontales, est calculé en utilisant un modèle de diffusion en régime permanent. En égalant les flux massiques (équation 4.1) aux interfaces des couches adjacentes, on trouve l'équation suivante:

$$\left(\frac{D_i}{L_i}\right) C_{i-1} + \left(\frac{D_{i+1}}{L_{i+1}} - \frac{D_i}{L_i}\right) C_i + \left(\frac{D_{i+1}}{L_{i+1}}\right) C_{i+1} = 0 \quad (4.42)$$

où l'indice i représente la i ème couche.

On suppose une concentration constante égale à 20,9% (valeur atmosphérique) à la surface et une concentration nulle à la base de la dernière couche qui surmonte les résidus réactifs. Nous considérons comme couverture composite un système à 3 couches basé sur le concept de barrière capillaire, comme celui utilisé dans nos expériences dans les colonnes de contrôle et de drainage (voir chapitre 5): une couche en matériau fin (résidus fins non sulfureux, par exemple) confinée entre deux couches en matériau plus grossier (sable ou résidus grossiers non sulfureux). Le profil de concentration d'oxygène, pour une telle couverture, est calculé en régime permanent à partir du système d'équations (4.42). Il est représenté à la figure (4.15), en même temps que celui à travers une couverture simple. La profondeur de pénétration de l'oxygène s'arrête à la base de la barrière capillaire (couche de matériau fin) à cause de son très faible coefficient de diffusion ; les couches de sable ne servent ici qu'à aider la couche de matériau fin à conserver son degré de saturation, grâce au concept de barrière capillaire (voir chapitre 3). Le flux d'oxygène est entièrement contrôlé par la couche de matériau fin. Le tableau (4.1) présente les flux d'oxygène calculés pour les deux scénarios de recouvrement. On constate qu'il faudrait une épaisseur double de celle de la barrière capillaire, avec un degré de saturation presque identique, pour que la couverture simple fournisse la même réduction du flux d'oxygène que la couverture composite; l'épaisseur de la couche à saturer se trouve ainsi réduite dans un système multicouche.

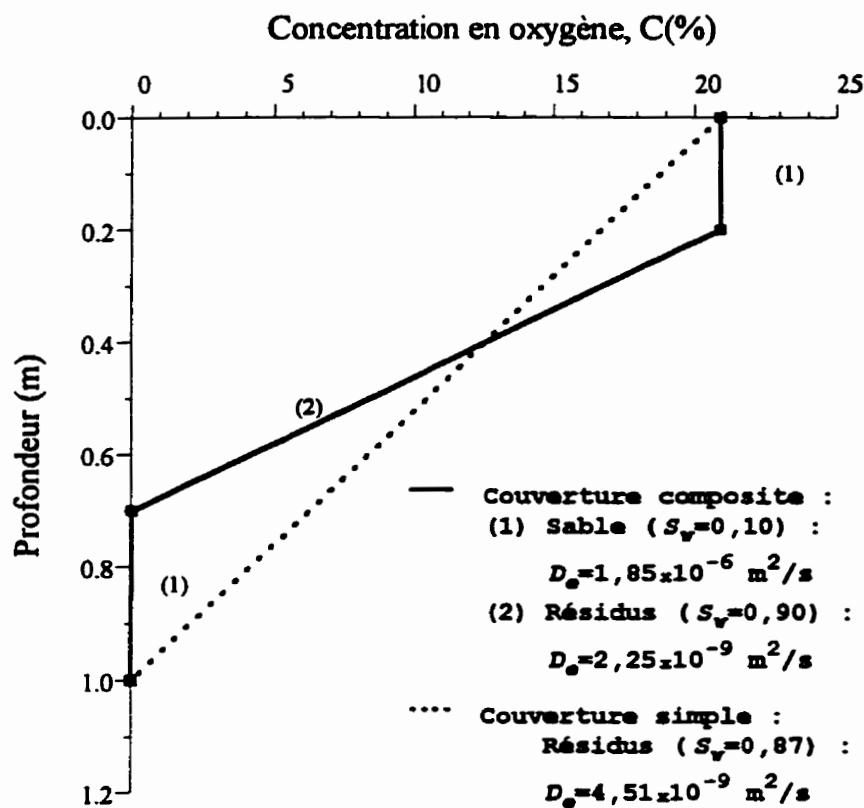


Figure 4.15 Profils d'oxygène pour un système multicouche et un système monocouche

Tableau 4.1 Paramètres utilisés pour le calcul des flux d'oxygène pour les couvertures de la figure (4.15)

Couverture	Matériau	Porosité	Degré de saturation	Épaisseur (m)	D_o (m^2/s)	Flux ($\text{kg O}_2/\text{m}^2/\text{an}$)
Simple	Résidus	0,41	0,87	1,00	$4,51 \cdot 10^{-9}$	0,039
Composite	Sable	0,39	0,10	0,20	$1,85 \cdot 10^{-6}$	0,039
	Résidus	0,41	0,90	0,50	$2,25 \cdot 10^{-9}$	
	Sable	0,39	0,10	0,30	$1,85 \cdot 10^{-6}$	

CHAPITRE V

APPROCHE EXPÉRIMENTALE

5.1 Introduction

L'utilisation de matériaux géologiques comme barrière de recouvrement semble actuellement émerger comme l'alternative la plus pratique, tant pour des raisons environnementales, sociales et légales, que pour des raisons techniques et même économiques. A cet égard, les sols argileux ou silteux ont souvent été employés lors des études récentes (e.g., Nicholson et al., 1989, 1991; Collin et Rasmussen, 1990; Yanful, 1991a,b). Toutefois, en raison des difficultés et des coûts d'approvisionnement et de transport, des problèmes posés par leur mise en place, et de leur grande susceptibilité aux effets climatiques (fissuration suite à des cycles de gel-dégel ou de mouillage-séchage), les argiles ne semblent pas appropriées dans plusieurs cas pratiques (Aubertin et al., 1993). Pour ce qui est des silts et autres tills, ils ne sont pas toujours disponibles à proximité des sites d'entreposage, ce qui peut limiter leur utilisation. En guise d'alternatives à ces matériaux meubles d'origine naturelle, nous proposons l'utilisation des rejets du concentrateur non générateurs de DMA comme matériaux de recouvrement. Comme il sera montré dans ce qui suit, ceux-ci pourraient en effet s'avérer efficaces pour limiter la production de DMA lorsqu'ils sont utilisés dans un système de recouvrement multicouche. En plus, ils sont moins sensibles que les sols argileux aux effets des cycles gel-dégel comme l'ont montré quelques essais de perméabilité menés au laboratoire.

Les calculs préliminaires que nous avons effectués à partir de l'équation de Millington-Shearer (équation 4.32 du chapitre 4) ont montré que le coefficient de diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux saturé devient environ équivalent à celui dans l'eau pour un degré de saturation $S_w \approx 90\%$ (Aachib et al., 1993, 1994). À cette valeur de saturation, la phase air n'est plus continue et le transport du gaz est réduit à une diffusion à travers les pores remplis d'eau (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993). On peut ainsi estimer que, pour maintenir son

efficacité contre la diffusion de l'oxygène, le degré de saturation de la couverture en matériau meuble devrait être constamment proche de cette valeur. Cela devient donc un objectif de conception spécifique.

Dans ce chapitre, nous présentons quelques résultats d'essais de laboratoire qui permettent d'anticiper certaines des caractéristiques hydro-géotechniques des matériaux que nous avons utilisés. Nous décrivons également la configuration générale de l'installation expérimentale que nous avons conçue pour évaluer l'efficacité des couvertures placées sur des résidus miniers réactifs. Enfin, nous examinons quelques scénarios de recouvrements à l'aide de calculs préliminaires pour justifier la conception choisie quant à notre système de couverture.

5.2 Propriétés des résidus miniers

Pour évaluer la capacité des résidus miniers (rejets de concentrateur) de pouvoir agir comme couche de matériau fin peu perméable dans un système de recouvrement multicouche, il s'est avéré nécessaire de déterminer plusieurs propriétés de ces matériaux, à savoir : i) les propriétés de base (granulométrie, composition minéralogique, caractéristiques de compaction et de tassemement), ii) les caractéristiques hydriques (courbes de rétention et coefficients de perméabilité) et iii) le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène en fonction du degré de saturation. Pour ceci, des échantillons de résidus miniers ont été prélevés sur une trentaine de sites au Québec (Aubertin et Bussière, 1991). Suite aux analyses préliminaires effectuées (minéralogie, densité du solide, limites de consistance, sédimentométrie), une douzaine de matériaux ont été initialement retenus (Aubertin et al., 1992a). Parmi ceux-ci, les résidus de quatre sites ont été sélectionnés pour une étude approfondie de leurs propriétés hydrogéologiques pertinentes à la conception des barrières de recouvrement. Ces rejets non réactifs proviennent des sites Bevcon (BE), Senator (SE), Sigma (SI) et Norebec-Manitou (MB). Les résidus réactifs utilisés lors des essais en colonne sont ceux des mines Solbec et Cupra (SC). Quelques-unes de ces propriétés sont présentées dans ce qui suit. Plus de détails sont présentés par Aubertin et al. (1992) et par Bussière (1993).

5.2.1 Propriétés de base

Les essais de granulométrie, de minéralogie, de compactage et de consolidation ont été réalisés sur les matériaux homogénéisés de chacun des sites (Bussière, 1993).

5.2.1.1 Analyses minéralogiques

Le tableau (5.1) donne les résultats des analyses minéralogiques obtenues par diffraction des rayons X, et la densité relative des grains solides D_r . Les quatre matériaux de recouvrement (BE, SE, SI et MB) contiennent des minéraux neutralisants, mais ils ne contiennent pas de minéraux producteurs d'acide sauf celui du site MB qui renferme 3% de pyrite.

Tableau 5.1 Résultats des analyses minéralogiques et de la densité relative D_r pour les sites étudiés (Bussière, 1993).

Minéraux	SI	BE	SE	MB	SC
Calcite	10%	8%	—	—	—
Chlorite	25%	5%	15%	14%	8%
Dolomite	—	15%	15%	—	—
Mica	5%	—	10%	15%	—
Plagioclase	30%	27%	20%	5%	30%
Pyrite	—	—	—	3%	27%
Quartz	25%	45%	40%	63%	35%
Tourmaline	5%	—	—	—	—
D_r	2,793	2,784	2,841	2,873	3,393

5.2.1.2 Analyses granulométriques

La figure (5.1) montre les courbes granulométriques des matériaux des cinq sites choisis. Ces matériaux ont été prélevés en vrac sur les différents sites, puis mélangés et homogénéisés. Les valeurs des limites de consistance pour ces matériaux sont aussi montrées au tableau (5.2). Ces rejets apparaissent comme des silts inorganiques non plastiques, ML, selon la classification unifiée USCS (e.g. Bowles, 1984). Leurs granulométries et limites de consistance sont typiques de celles des rejets de concentrateur des mines de métaux de base (e.g., Vick, 1983; L'Ecuyer et al., 1992).

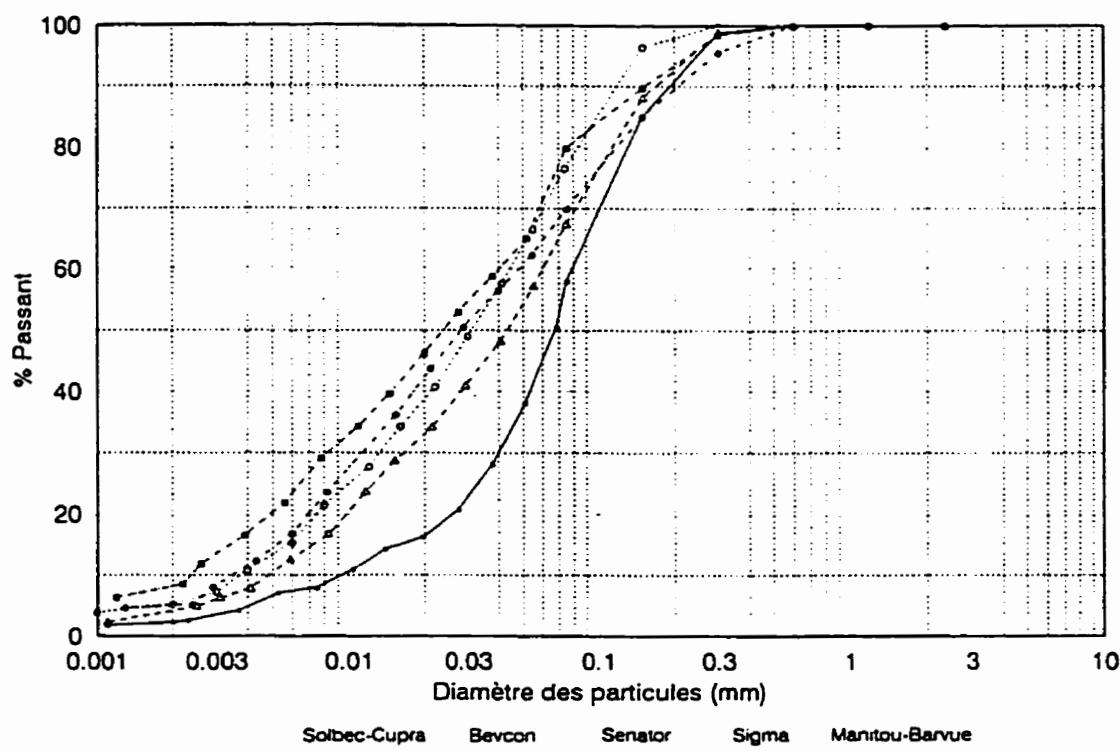


Figure 5.1 Courbes granulométriques des quatre rejets de recouvrement (BE, SE, SI, MB) et des résidus Solbec-Cupra (SC).

Tableau 5.2 Principaux résultats des analyses granulométriques et limites de consistance (Bussière, 1993).

Site	d_{10} (mm)	Cu	Passant tamis #200	$<2\mu\text{m}$	w_l (%)	w_p (%)
SI	0,0034	14,7	66%	6%	18	N.P. ¹
SE	0,005	12,0	69%	4,5%	18	N.P.
BE	0,0038	11,1	78%	5,5%	17	N.P.
MB	0,0023	17,4	80%	8,5%	25	0,25
SC	0,024	4,2	44%	0,5%	13	N.P.

5.2.1.3 Essais de compactage

Des essais de compactage (Proctor modifié, norme D1557 - méthode A) ont indiqué que la teneur en eau optimale (w_{opt}) varie de 13 à 15% environ pour les quatre matériaux de revêtement; le poids volumique sec (γ_d) varie alors de 17,8 à près de 19,0 kN/m³, ce qui correspond à un indice des vides (e) allant de 0,49 à 0,56. Les résultats de ces essais sont présentés dans le tableau (5.3).

N.P.¹. Non plastique

Tableau 5.3 Résultats des essais de compactage (Bussière, 1993).

Site	w_{opt} (%)	γ_d (kN/m ³)	e	D_r
SI	13,8	18,4	0,50	2,793
SE	13,3	18,7	0,49	2,841
BE	13,0	18,6	0,51	2,784
MB	14,2	18,1	0,56	2,873
SC	12,0	20,75	0,57	3,393

5.2.1.4 Essais de consolidation

Des essais de consolidation à l'oedomètre sur les matériaux remaniés et homogénéisés, ayant différents indices des vides initiaux, ont donné des valeurs du coefficient de consolidation C_v variant de 5×10^{-3} à 5×10^{-1} cm²/s, et de l'indice de compression C_c allant d'environ 0,05 à près de 0,10. Ces valeurs sont également conformes à ce qui a déjà été présenté dans la littérature sur des matériaux similaires (e.g. Mittal et Morgenstern, 1976; Chen et al., 1988; Keshian et Rager, 1988). Elles montrent aussi que le comportement des rejets de concentrateur, sans être identique, s'apparente à celui d'un silt. Les principaux résultats de ces essais sont présentés au tableau (5.4).

Tableau 5.4 Principaux résultats des essais oedométriques (Bussière, 1993).

Site	C_c	C_v (cm^2/s)	m_v (m^2/kN)	C_r	e
SI	0,046	$5,01 \times 10^{-3}$	$1,73 \times 10^{-3}$		0,48
	à 0,078	à $4,80 \times 10^{-1}$	à $1,40 \times 10^{-2}$	0,004	à 0,76
SE	0,065	$3,95 \times 10^{-2}$	$1,69 \times 10^{-3}$	0,003	0,53
	à 0,1	à $6,94 \times 10^{-1}$	à $9,70 \times 10^{-3}$	à 0,008	à 0,81
BE	0,07	$1,48 \times 10^{-2}$	$1,91 \times 10^{-3}$	0,003	0,59
	à 0,096	à $5,44 \times 10^{-1}$	à $9,75 \times 10^{-3}$	à 0,008	à 0,77
MB	0,048	$1,04 \times 10^{-2}$	$1,82 \times 10^{-3}$	0,002	0,53
	à 0,088	à $6,90 \times 10^{-1}$	à $3,90 \times 10^{-2}$	à 0,005	à 0,93
SC	0,11	$1,87 \times 10^{-2}$	$1,61 \times 10^{-3}$	0,003	0,65
	à 0,16	à 1,22	à $1,31 \times 10^{-2}$	à 0,009	à 0,94

5.2.1.5 Conductivité hydraulique

Afin de quantifier les débits d'écoulement de l'eau à travers ces rejets de concentrateur, des essais de perméabilité au perméamètre à paroi rigide ont été réalisés sur les matériaux homogénéisés. Les échantillons sont mis en place et compactés à une teneur en eau légèrement inférieure à w_{opt} afin d'éviter les problèmes de liquéfaction. Pour chaque échantillon, l'énergie de compactage imposée varie de façon à obtenir une plage d'indice des vides allant approximativement de 0,5 à 1, ce qui permet de couvrir une grande partie de la plage usuelle des conditions naturelles *in situ* (Vick, 1983).

De nombreux essais de perméabilité ont été réalisés à charge constante et à charge variable. La méthodologie et les résultats de ces essais sont largement détaillés par Bussière (1993). De façon générale, les résultats ont montré une bonne reproductibilité et une bonne concordance entre les deux modes opératoires. Ces résultats sont présentés dans le tableau (5.5). On peut souligner que les valeurs de K mesurées sur les rejets de concentrateur sont conformes aux valeurs présentées dans la littérature pour des matériaux aux caractéristiques comparables (e.g., Mabes et al., 1977; Matyas et al., 1984; Chen et al., 1988; Keshian et Rager, 1988). On note également que le coefficient de perméabilité des rejets de concentrateur apparaît similaire à celui des sols silteux ayant une faible plasticité, pour des indices des vides comparables (e.g., Lambe et Whitman, 1979; Freeze et Cherry, 1979).

Les valeurs de K mesurées ont été comparées aux valeurs calculées par la relation de Kozeny-Carman (modifiée par Chapuis et Montour, 1992) :

$$K = \frac{a g e^3}{\mu \rho S^2 D_r^2 (1+e)} \text{ (en m/s)} \quad (5.1)$$

avec a : coefficient de forme,
 μ : viscosité de l'eau (Pa s),
 ρ : masse volumique de l'eau (kg/m^3),
 g : accélération gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$),
 D_r : densité relative des grains solides,
 S : surface spécifique (m^2/kg).

Les grands écarts observés entre K mesuré au perméamètre et K calculé (tableau 5.5), à faible indice des vides, semblent résulter partiellement du changement de granulométrie survenu lors du compactage (Bussière, 1993). De façon générale, la conductivité hydraulique des rejets miniers, même si elle est relativement faible ($K=2.10^{-4}$ à 5.10^{-6} cm/s), ne peut pas se comparer à celle de sols argileux qui ont un coefficient K souvent inférieur à 10^{-7} cm/s .

(Lambe et Whitman, 1979). Cette valeur de K plus élevée n'empêche cependant pas l'utilisation des rejets de concentrateur dans les barrières de recouvrement, compte tenu des caractéristiques capillaires avantageuses de ceux-ci en regard de la diffusion de l'oxygène.

Tableau 5.5 Résultats des essais de perméabilité au perméamètre (Bussière, 1993).

Sites	e	Perméamètre $10^5 \times K(\text{cm/sec})$	Kozeny-Carman $10^5 \times K(\text{cm/sec})$
SI	0,52 à 1,01	1,3 à 16,0	2,63 à 14,6
BE	0,55 à 1,00	1,3 à 18,8	3,51 à 16,3
SE	0,47 à 0,79	0,46 à 17,10	4,71 à 18,4
MB	0,58 à 1,2	0,17 à 9,30	0,1 à 20,0
SC	0,58 à 0,87	3,5 à 55,0	50 à 130

Des essais de perméabilité en cellule triaxiale ont également été effectués sur les rejets non sulfureux (Ricard, 1994). Les résultats de ces essais donnent des valeurs de K comparables aux valeurs des essais au perméamètre.

5.2.2 Propriétés capillaires

Dans un système de recouvrement multicouche, les conditions hydrauliques impliquent souvent un écoulement non saturé. Pour quantifier cet aspect, il est nécessaire de déterminer les courbes caractéristiques de succion (ou de rétention) $\psi(\theta_w)$ des matériaux, à partir desquelles on peut déduire les courbes de perméabilité $K(\psi)$. De plus, comme le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène est largement tributaire de la teneur en eau du milieu (voir chapitre 4), les caractéristiques hydrauliques du matériau jouent un rôle très important quant à l'efficacité de la barrière de recouvrement.

Les barrières de recouvrement sont conçues pour être placées sur les rejets, soit (en général) bien au-dessus du niveau de la nappe phréatique. Tel que discuté précédemment, la couche de matériau fin utilisée dans le système de recouvrement pour limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus sulfureux doit pouvoir maintenir un haut degré de saturation, de façon permanente, sans une alimentation régulière en eau.

Les caractéristiques de rétention d'eau d'un milieu poreux peuvent être établies en laboratoire à l'aide de la relation entre la succion ψ et la teneur en eau volumique θ_v . Plus de détails sur les méthodes de laboratoire pour déterminer cette relation sont donnés par Smith (1990), Yong et al. (1992), Fredlund et Rahardjo (1993) et Ricard (1994). Nous présentons à la figure (5.2) la courbe $\psi(\theta_v)$ correspondant aux résidus miniers Bevcon qui ont été utilisés comme matériau de la couche capillaire lors des essais en colonne de drainage et de simulations numériques. Cette courbe est obtenue à partir des essais de succion menés par Ricard (1994) dans une cellule « Ceramic Plate Extractor ». Pour le sable qui a été utilisé comme matériau des deux couches drainantes de la couverture, les essais de succion ont été très difficiles à effectuer, car le sable se drainait très rapidement. Nous avons alors utilisé les données d'autres auteurs (Akindunni et al., 1991 ; van Genuchten et al., 1991) correspondant à un sable de propriétés hydriques proches du notre ($\theta_i=0,39$ et $K_s=2,10 \times 10^{-2}$ cm/s). Nous avons utilisé le modèle de van Genuchten (relation 3.29) pour déterminer les paramètres caractérisant chaque courbe de succion (Tableau 5.6). Ces paramètres nous ont servi pour tracer les courbes $K(\psi)$ à partir du modèle Mualem-van Genuchten (relations 3.29 et 3.30) qui sont montrées à la figure (5.3). Ces courbes vont nous servir pour déterminer les profils hydriques pendant le drainage (paragraphe 7.1) et pour la prédiction du comportement de la couverture à long terme (paragraphe 7.2).

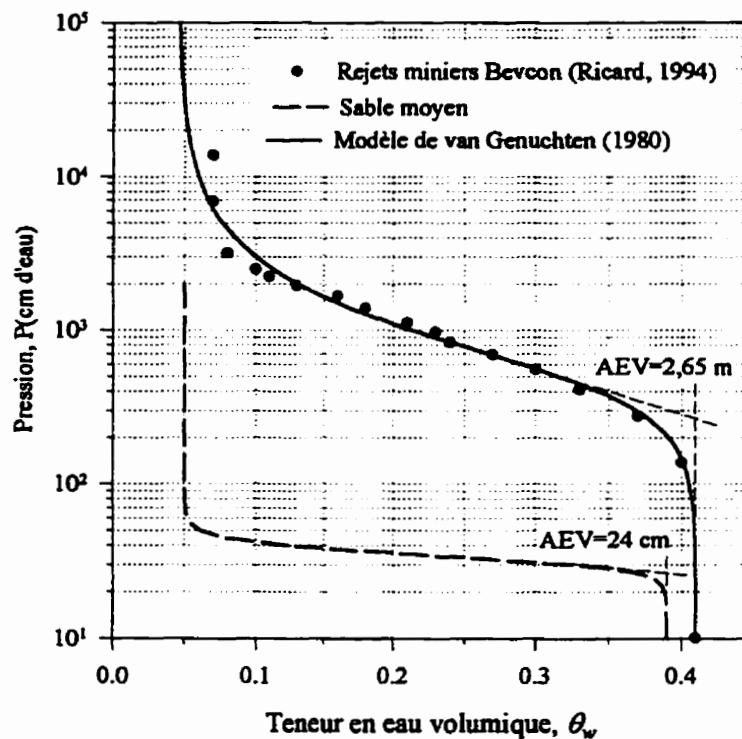


Figure 5.2 Courbes typiques de rétention pour les matériaux utilisés dans la couverture

Tableau 5.6 Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement

Matériau	θ_f	$ \psi_f $ (cm)	θ_s	α (cm^{-1})	n	AEV (cm)	K_s (cm/s)
Sable	0,0490	65	0,39	0,0290	10,2100	24	$2,10 \times 10^{-2}$
Rejets miniers	0,0456	4×10^3	0,41	0,0017	2,1366	265	$6,58 \times 10^{-5}$

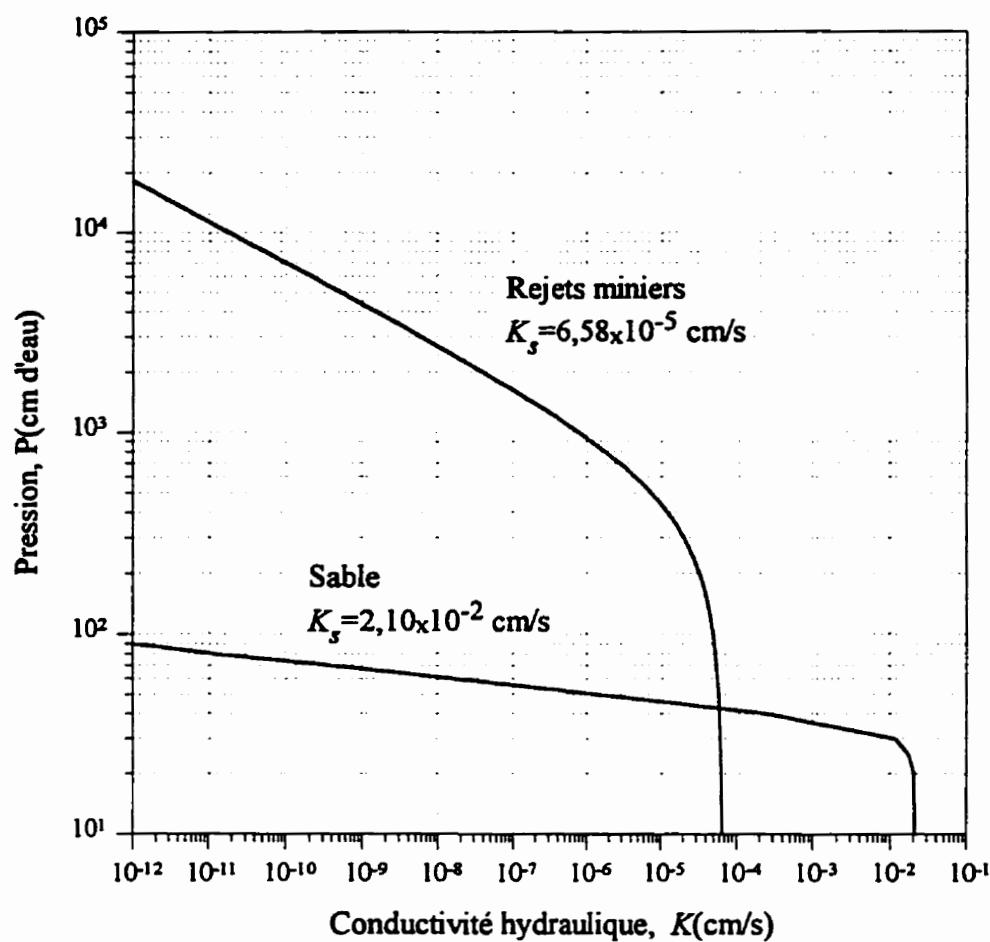


Figure 5.3 Courbes typiques de conductivité hydraulique pour les matériaux utilisés dans la couverture calculées à partir du modèle Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980)

5.3 Configuration générale de l'installation

Nous présentons dans ce qui suit la configuration générale des montages qui ont été utilisés dans nos travaux. Les principaux paramètres que nous avons mesurés au cours de cette étude sont:

- la teneur en eau volumique et la pression interstitielle dans le milieu poreux,
- la concentration en oxygène diffusant à travers la colonne de milieu poreux.

Ces mesures doivent répondre aux préoccupations classiques suivantes :

- non destructives pour le milieu,
- non perturbatrices de l'écoulement,
- informations localisées,
- relevés rapides par rapport à la dynamique du phénomène observé.

En plus de ces mesures, des relevés du pH, du Eh et de la conductivité électrique de l'effluent ont été effectués à l'entrée et à la sortie, soit en haut et en bas des colonnes. Des analyses de sulfates et de métaux dissous dans les échantillons d'eau recueillis ont aussi été effectuées durant les essais, afin de mettre en évidence l'incidence d'un drainage minier acide (DMA) sur la qualité de l'eau d'infiltration. La température a également été suivie à l'intérieur et à l'extérieur des colonnes.

5.3.1 Le dispositif expérimental

Pour l'étude du comportement hydrique de la couverture et de sa performance, trois types d'essais ont été effectués :

- essais de contrôle de l'efficacité du système de recouvrement adopté (colonnes de contrôle et de référence),
- essais de drainage (colonne de drainage),
- essais de diffusion d'oxygène (colonne de diffusion).

Les colonnes utilisées sont cylindriques, en Plexiglas, d'un diamètre intérieur de 15,5 cm (sauf pour la colonne de diffusion qui est de 10 cm). La hauteur de chaque colonne est variable selon l'objectif de l'essai, entre 20 cm et 150 cm.

5.3.1.1 Colonnes de contrôle et de référence : performance des barrières de recouvrement

Le concept de la colonne de contrôle a été développé pour quantifier l'ampleur de la réduction du flux d'oxygène à travers les barrières de recouvrement adoptées. Environ 2 ans d'observation ont été nécessaires pour cette étude, ce qui a nécessité un soin particulier durant toute cette période d'essais.

Les colonnes de contrôle sont d'une hauteur de 150 cm et sont formées par trois sections de 50 cm chacune. Certaines de ces colonnes sont équipées d'électrodes RDT (voir annexe I) pour pouvoir mesurer la teneur en eau dans les différentes couches du système de recouvrement pendant toute la durée de l'expérience (figure 5.5). Huit colonnes de ce type ont été construites (C1 et CD1, C2 et CD2, C3 et CD3, C4 et CD4), chaque paire représentant un des sites sélectionnés pour les matériaux de recouvrement (Bevcon, Sigma, Senator, et Manitou-Barvu, respectivement) ; voir photo (5.1). Ces matériaux de recouvrement sont des rejets miniers non sulfureux (non réactifs) sauf pour ceux de Manitou-Barvu qui renferment environ 3% de pyrite. Les matériaux humidifiés sont compactés directement dans la colonne par couches de 1 kg, avec une énergie constante, jusqu'à avoir la densité voulue. La colonne est d'abord remplie avec les résidus sulfureux de Solbec-Cupra (SC) jusqu'à une hauteur de 30 cm. Ces résidus sont compactés à un indice des vides intermédiaire à ceux rencontrés sur le terrain ($e \approx 0,7$). Une couche de sable moyen humidifié à 5% est ensuite placée sur les résidus SC ; elle constitue la couche non capillaire. Les critères de filtre imposent une épaisseur minimale de 30 cm à cette couche (Chapuis, 1992). Les résidus d'un des quatre sites choisis (SI, SE, BE ou MB) pour constituer la couche de rétention capillaire sont légèrement compactés dans la même colonne à une teneur en eau de

2% environ inférieure à l'optimum, afin d'éviter la liquéfaction du matériau ; l'indice des vides souhaité est de 0,7 environ. Pour cette valeur de e , la conductivité hydraulique moyenne, évaluée à l'aide de l'équation de Pavchich modifiée (Bussière, 1993), est de l'ordre de 5×10^{-6} m/s. D'après les calculs préliminaires développés au paragraphe 4.4.2, nous avons choisi une épaisseur de 60 cm pour la couche de rétention capillaire. La couche de sable sous-jacente permettra à la couche de rétention capillaire de maintenir un haut degré de saturation grâce au concept de barrière capillaire (voir chapitre 3), tout en évacuant le surplus d'eau. Une schématisation de ce concept est donnée à la figure (5.4). L'évaporation est minimisée par l'ajout d'une autre couche de sable de 20 cm d'épaisseur au-dessus de la couche capillaire. La configuration finale adoptée du système de recouvrement est celle représentée à la figure (5.5) et sur la photo (5.1). Une étude d'optimisation des épaisseurs des différentes couches de la couverture sera effectuée au chapitre 7.

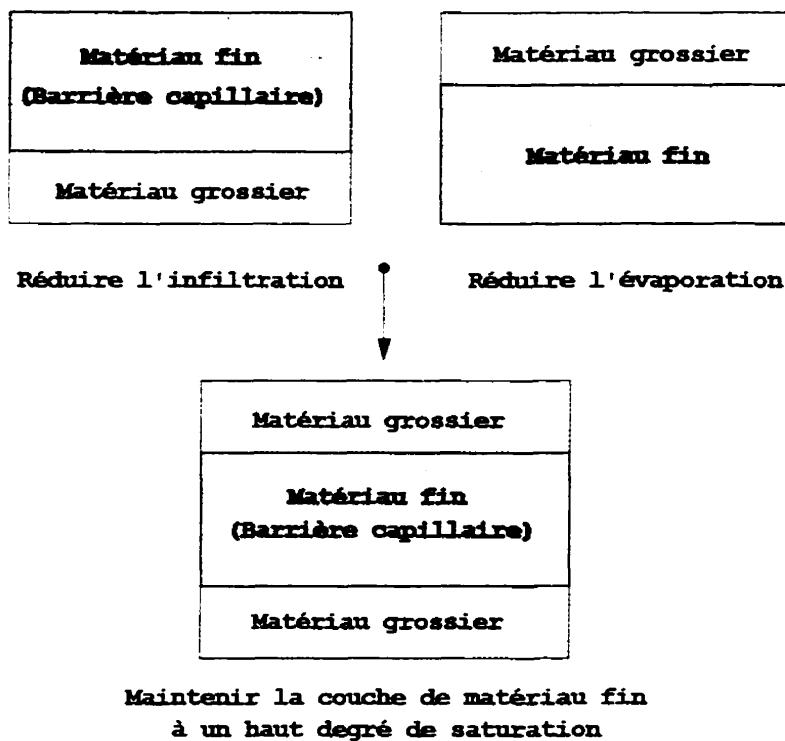


Figure 5.4 Schématisation du concept de barrière capillaire

Deux petites colonnes d'une hauteur de 50 cm chacune, appelées colonnes de référence (figure 5.5 et photo 5.1), ont également été montées avec des résidus sulfureux (SC) sans couverture, pour mieux mettre en évidence l'effet d'un recouvrement sur la production d'acide due à l'oxydation des minéraux sulfurés. Ces deux colonnes sont CR1 et CR2. Une autre colonne de référence CR3 a été rajoutée 8 mois après le début des essais ; elle a servi de référence pour la nouvelle colonne de contrôle C3b qui a remplacé la colonne C3 au cours des essais (voir annexe III). Les résidus de la colonne CR1 ont été prélevés sur le site Solbec-Cupra à l'été 1992 (comme pour les colonnes C1, CD1, C3 et CD3), tandis que ceux des colonnes CR2 et CR3 proviennent de l'échantillonnage fait à l'été 1993 (pareil pour les colonnes C2, CD2, C3b, C4 et CD4).

Un disque en céramique poreuse "Soilmoisture 604D03-B.5M2" de 0,5 bar, installé à la base de chaque colonne, permettra le drainage de l'eau tout en empêchant la migration des particules fines du matériau en place et le passage de l'air vers les résidus sulfureux à partir de la valve de drainage.

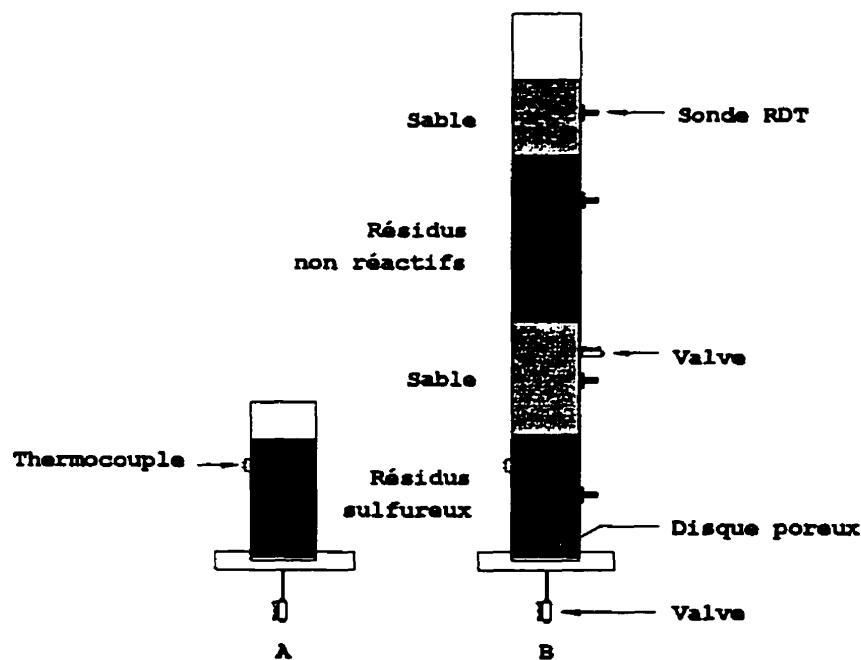


Figure 5.5 Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle (B) et de référence (A)

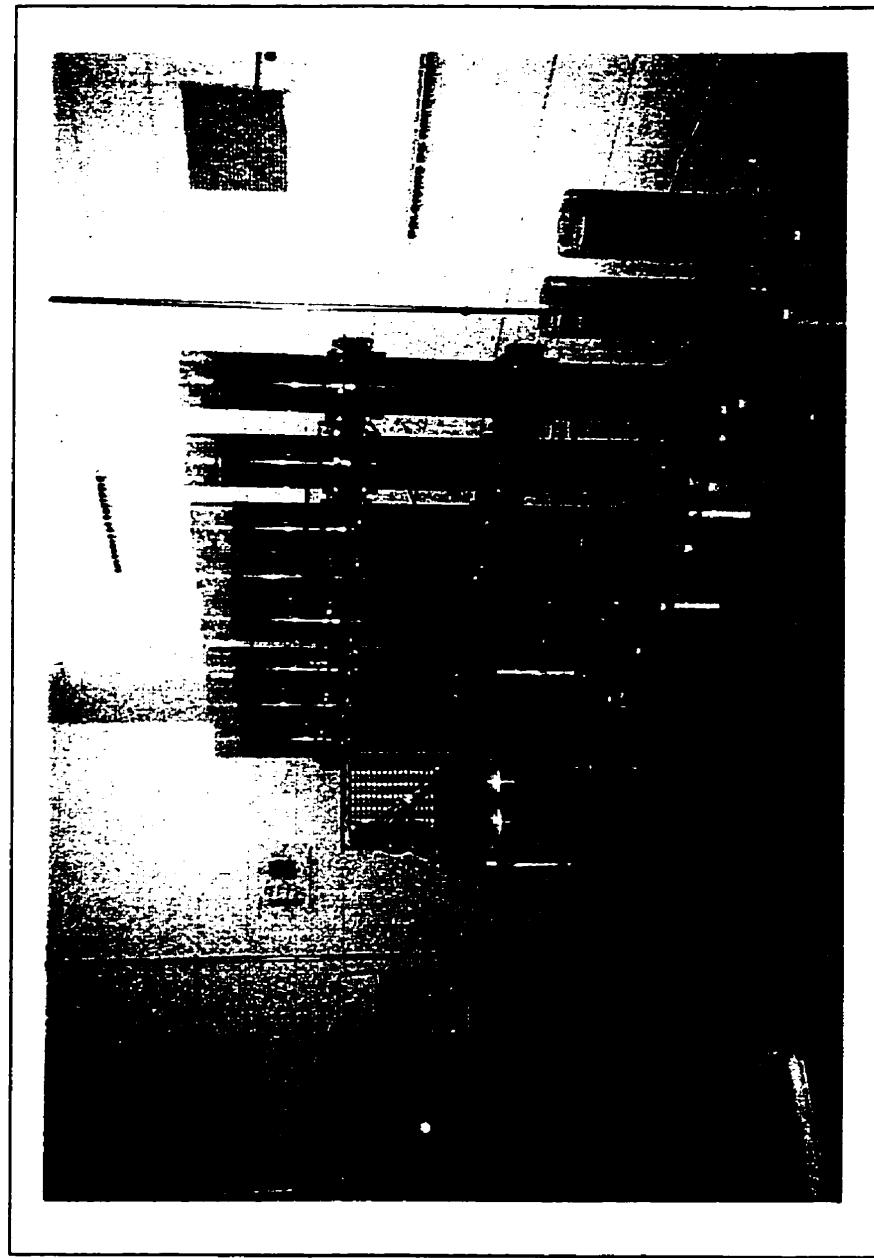


Photo 5.1 Colonnes de contrôle (C et CD) et de référence (CR) avec, de gauche à droite :
CR3 (petite colonne au fond), C2, CD2, C3b (qui a remplacé C3), CD3, C1, CD1,
C4, CD4, CR1 et CR2 (photo prise au 270ème jour après le début des essais)

Toutes les colonnes sont ensuite saturées, à partir du bas, avec de l'eau distillée et désaérée. Pour les colonnes de contrôle, avant que le niveau d'eau n'atteigne la valve située au niveau de la couche de sable, la valve à la base de la colonne est fermée, et la saturation continue en utilisant la valve supérieure. Celle-ci est fermée une fois que la saturation de toute la colonne est terminée. Cette façon de procéder nous permet d'éviter une saturation de la couche capillaire par de l'eau pouvant provenir des résidus sulfureux. Les valves à la base des colonnes vont demeurer ouvertes durant l'expérience pour effectuer les échantillonnages.

Une colonne de 10 cm d'eau distillée (1819 g) est rajoutée toutes les 4 semaines, après stabilisation du profil hydrique dans le système de recouvrement. Cette quantité d'eau correspond approximativement au volume de pore de la couche des résidus sulfureux (SC). Ainsi, la quantité d'eau totale recueillie à chaque cycle de lessivage (après 4 semaines) correspond environ à celle de l'eau interstitielle de cette couche durant le cycle. Pour les colonnes de contrôle, les 10 cm d'eau n'ont été rajoutés qu'au début du deuxième cycle ; les colonnes de contrôle étant initialement saturées, cette quantité d'eau est fournie par le drainage des couches de sable de la couverture durant le premier cycle. En procédant ainsi, on part des mêmes conditions initiales pour toutes les colonnes de contrôle et de référence. L'eau de percolation de chaque colonne est analysée. Les mesures portent sur le pH, le Eh (potentiel d'oxydoréduction), la conductivité électrique, les teneurs en sulfates et en métaux dissous. Un suivi du profil de température dans les résidus réactifs est également assuré à l'aide de thermocouples insérés dans les colonnes. La réaction d'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et en sulfate ferreux étant exothermique, libérant 1440 kJ/mole de pyrite (Bennett et al., 1989), une augmentation anormale de la température dans les résidus, par rapport à la température ambiante, peut être un indicateur d'une oxydation éventuelle des sulfures. Pour la colonne de contrôle dont la barrière capillaire est constituée des résidus MB (renfermant 3% de pyrite), celle-ci sera munie d'un thermocouple supplémentaire placé à 5 cm de sa surface.

L'électrode utilisée pour mesurer le pH est en *epoxy à double jonction* spécialement conçue pour les solutions contenant des métaux lourds et des sulfures. La lecture se fait sur un pH-mètre "*Cole-Parmer Digi-Sense*". La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductivimètre "*Cole-Parmer ATC*". Les deux appareils sont à compensation automatique en température.

5.3.1.2 Colonne de drainage : détermination des caractéristiques hydriques des matériaux de revêtement

L'appareillage consiste en une colonne verticale d'une hauteur de 110 cm, formée de deux colonnes de 55 cm chacune. Ceci nous a facilité la mise en place du matériau et son compactage.

La colonne est instrumentée avec des tensiomètres et des électrodes RDT implantés en dix sections de mesure également espacées (figure 5.6 et photo 5.2), ceci afin de suivre au mieux l'évolution du profil hydrique dans la colonne de milieu poreux. Les tensiomètres mesurent la succion développée dans le matériau suite à son drainage ou à son mouillage, alors que l'unité RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) mesure la teneur en eau volumique correspondante. La technique de réflectométrie dans le domaine du temps (RDT), adaptée à la mesure de la teneur en eau dans les sols, est développée dans l'annexe I, à la fin de ce document. L'unité RDT utilisée est un modèle "*Soilmoisture Trase 6050X1*" relié à des sondes introduites horizontalement dans la colonne de milieu poreux. Chaque section de mesure comporte une sonde à trois électrodes espacées de 2,2 cm, dans le plan vertical, reliées à l'unité RDT par un câble coaxial. Chaque électrode est une tige en acier inoxydable de diamètre 4 mm et d'une longueur de transmission (longueur introduite dans le matériau) de 15 cm. Le faible diamètre de chaque électrode n'entraîne qu'une perturbation négligeable dans l'écoulement. La mesure en chaque section est obtenue automatiquement à l'aide d'une carte de multiplexage à 16 voies. Seuls les essais de drainage ont été considérés dans cette étude, les courbes de mouillage de l'hystéresis seront ignorées dans l'analyse.

La pression interstitielle est relevée avec des capteurs de pression connectés à des bougies (ou pointes) en céramique poreuses (figure 5.7). Chaque bougie est introduite perpendiculairement aux électrodes sur une longueur de 2 cm dans le matériau (figure 5.6). Les bougies poreuses utilisées sont de type "*Soilmoisture 0655X01-B.5M2*", de valeur d'entrée d'air (AEV) 0,5 bar, et sont collées à l'extrémité de tubes en PVC (figure 5.7). L'acquisition des mesures des teneurs en eau et des pressions, sur les dix sections de la colonne, se fait de façon automatique pendant l'expérience. Le premier tensiomètre, en haut de la colonne, est laissé à l'air libre pour servir de témoin, afin de corriger automatiquement les effets des fluctuations barométriques sur les autres tensiomètres insérés dans le milieu poreux (photo 5.2). La température ambiante demeure assez constante autour de 25 °C pendant les essais. Les capteurs de pression sont de type OMEGA PX243-15BG à compensation de température. Les courbes d'étalonnage sont tracées dans l'annexe II, à la fin du document.

Une valve de saturation et de drainage est installée en bas de la colonne. Un géotextile installé à la base de la colonne permet le drainage de l'eau tout en empêchant la migration des particules fines du matériau en place. Un flacon relié à la base par un tube en tygon servira à recueillir l'eau de drainage. La colonne ainsi que les tensiomètres sont saturés avec de l'eau distillée et désaérée, les bougies ayant été préalablement saturées sous vide. Les mesures des teneurs en eau et des pressions interstitielles sont continuellement relevées pendant le drainage de la colonne jusqu'à stabilisation du profil hydrique.

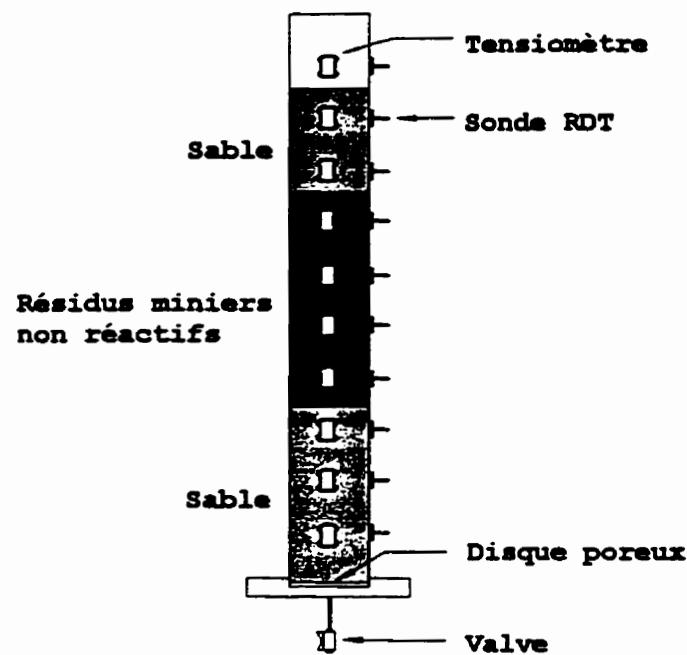


Figure 5.6 Schématisation de la colonne de drainage

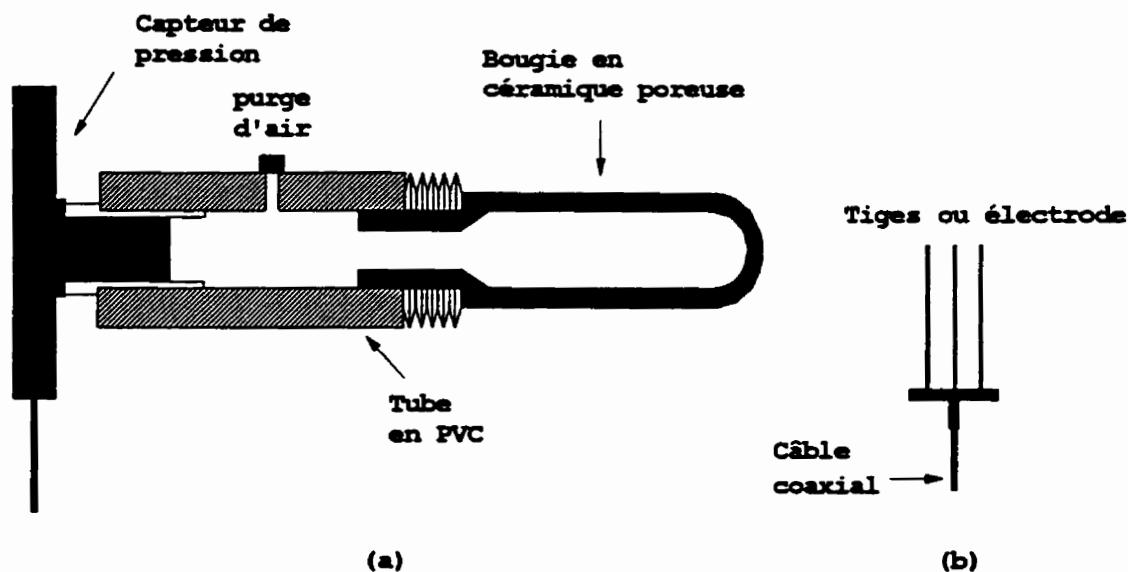


Figure 5.7 (a) Système de mesure de la pression interstitielle
 (b) Schéma de la sonde RDT

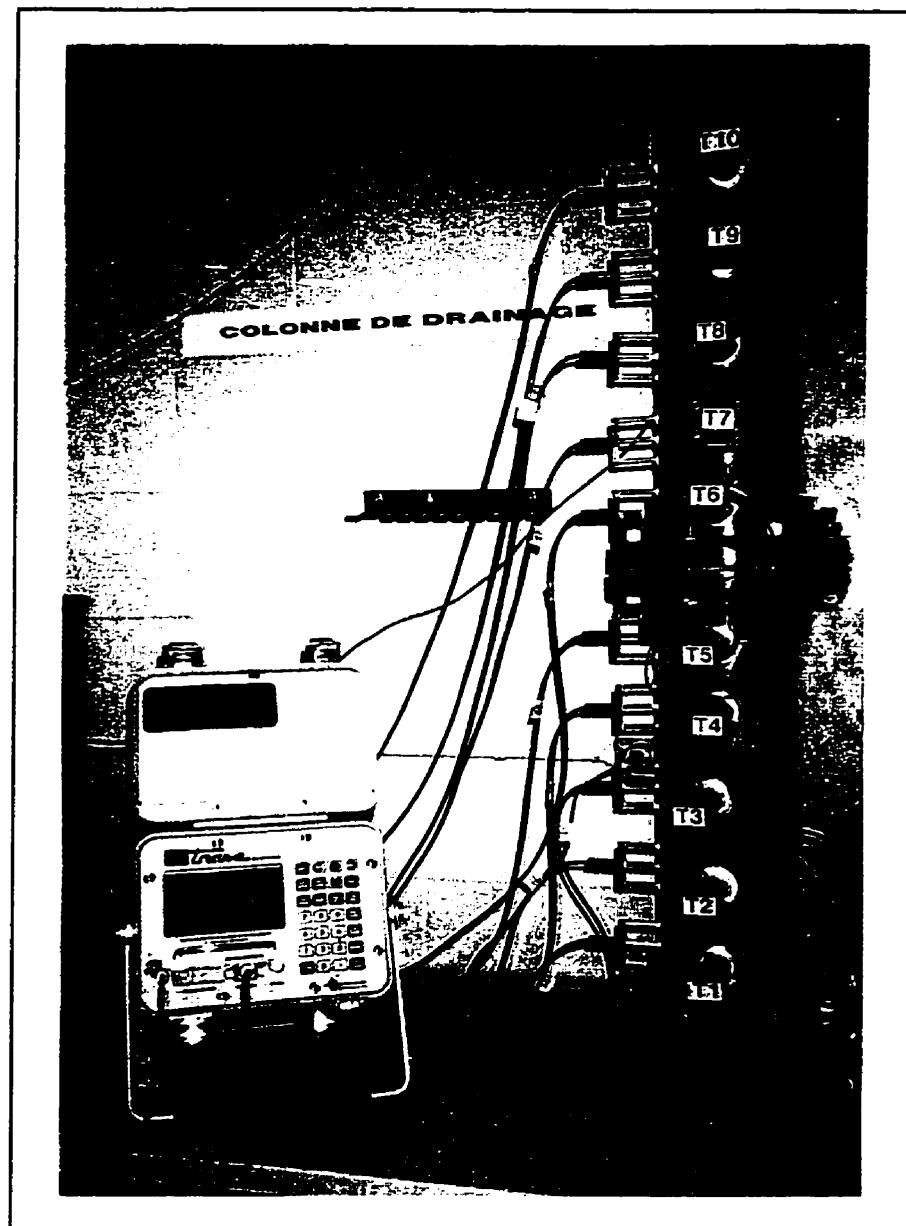


Photo 5.2 Colonne de drainage avec capteurs de pression (T1 à T10) et système RDT de mesure des teneurs en eau volumiques

Les essais en colonne de drainage nous permettent d'étudier le comportement hydrique du système de recouvrement utilisé dans les colonnes de contrôle (paragraphe 5.3.1.1) pendant les cycles de mouillage/séchage. Les épaisseurs utilisées pour chaque couche de la couverture sont les suivantes (figure 5.6): 43 cm pour la barrière capillaire (couche de résidus miniers non réactifs), 21 cm pour la couche de sable sus-jacente (couche anti-évaporation) et 33 cm pour la couche de sable sous-jacente (couche de drainage). Le choix d'une épaisseur de la barrière capillaire plus petite dans la colonne de drainage que dans les colonnes de contrôle nous a été imposé par la longueur de la colonne de drainage (110 cm); ceci nous place, a priori, dans des conditions plus défavorables.

5.3.1.3 Colonne de diffusion : détermination des coefficients de diffusion effectifs des matériaux de recouvrement

Pour l'étude de la diffusion dans les matériaux de recouvrement, nous utilisons une colonne d'une longueur de 20 cm et d'un diamètre intérieur de 10 cm. La méthode expérimentale que nous avons choisie pour déterminer le coefficient de diffusion effectif, D_e , est celle à concentration source décroissante dans le temps, décrite au paragraphe (4.3.1b). Le contrôle de la source d'oxygène à l'entrée, en haut de la colonne de diffusion, est assuré par un analyseur en continu "*Teledyne 320P/D*". L'analyseur doit être calibré à l'air libre avant chaque mesure. D'autre part, le prélèvement d'un volume de gaz dans le réservoir de collecte par un autre analyseur d'oxygène de type "*Teledyne 340 FBS*" provoquait un gradient de pression significatif à travers l'échantillon, entraînant un transport de gaz par advection. Par la suite, seules les mesures de concentrations d'oxygène dans le réservoir source ont été effectuées (Tremblay, 1995). La figure (5.8) montre les différentes composantes du montage.

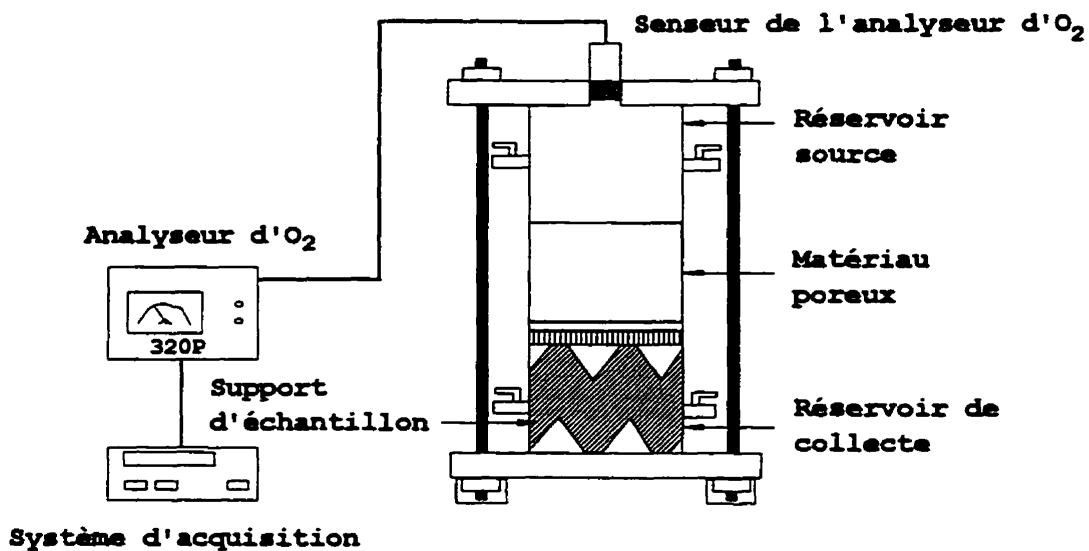


Figure 5.8 Schéma du montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux

La mesure de D_e a été faite pour différentes valeurs du degré de saturation S_w . Les matériaux de recouvrement (sable et résidus miniers non réactifs) sont humidifiés, puis mis en place et compactés directement dans la colonne. Le degré de compactage varie selon le degré de saturation souhaité. L'échantillon testé a une épaisseur de 5 cm environ (voir paragraphe 4.3.1 du chapitre 4). Les réservoirs source et de collecte ont à peu près une même hauteur de 7 cm. Les parois de la colonne ont été préalablement enduits avec de la graisse à vide, afin d'éviter toute fuite d'oxygène entre la paroi et le matériau. Avant de débuter l'expérience, on purge la colonne (matériau, réservoirs source et de collecte) avec de l'azote humidifié pour éviter l'assèchement de l'échantillon partiellement saturé. Le réservoir supérieur (source) est ensuite ouvert pour se remplir d'air (à environ 21% d'oxygène). Le système fermé permet la diffusion de la masse d'oxygène injectée à travers l'échantillon, sous l'effet du gradient de concentration, jusqu'à l'équilibre (régime permanent). A la fin de chaque essai, l'échantillon est pesé et la teneur en eau finale est mesurée. On a constaté que la variation de la teneur en eau entre le début et la fin de l'essai est négligeable (environ 0.05%). Le profil de

concentration en fonction du temps dans le réservoir source permet de déduire la valeur de D_e en le comparant au profil calculé avec le logiciel POLLUTE v.6 (voir paragraphe 4.3.1b). Un exemple de ceci est montré à la figure (5.9a) pour le sable et (5.9b) pour un résidu non réactif utilisé dans la couverture. Les essais de diffusion ont été effectués par Tremblay (1995) dans le cadre de sa maîtrise (M.Sc.A) pour le même projet. Les valeurs de D_e ainsi obtenues sont montrées aux figures (5.10) et (5.11), en fonction du degré de saturation S_v . On note un très bon accord entre les valeurs mesurées et celles calculées à partir du modèle Millington-Shearer (M-S) modifié par Collin (1987). On remarque aussi que le coefficient de diffusion d'oxygène à travers un matériau meuble (comme les résidus miniers, par exemple) devient égal à celui dans l'eau ($D_e \approx 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) pour un degré de saturation de 90% environ. L'intérêt de cette constatation a été discuté au paragraphe 4.4.1 du chapitre 4. La valeur du coefficient de diffusion effectif servira à évaluer le flux d'oxygène qui est une indication directe du taux potentiel maximal d'oxydation des minéraux sulfureux dans les résidus. Il faut noter cependant, que les essais de diffusion à travers le sable partiellement saturé étaient très difficiles à mener à cause de la forte perméabilité de ce matériau.

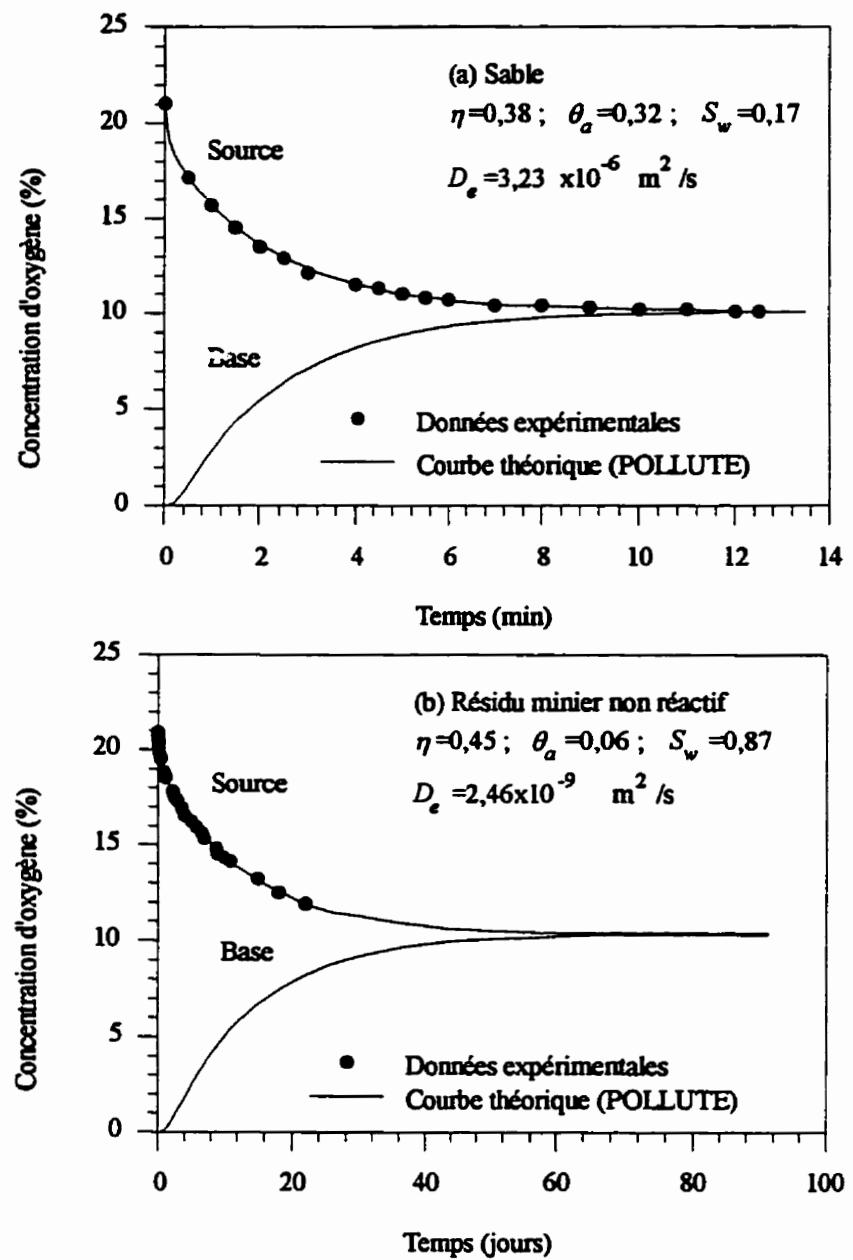


Figure 5.9 Un exemple de courbe de diffusion d'oxygène à travers un matériau de recouvrement: (a) sable, (b) résidu minier.

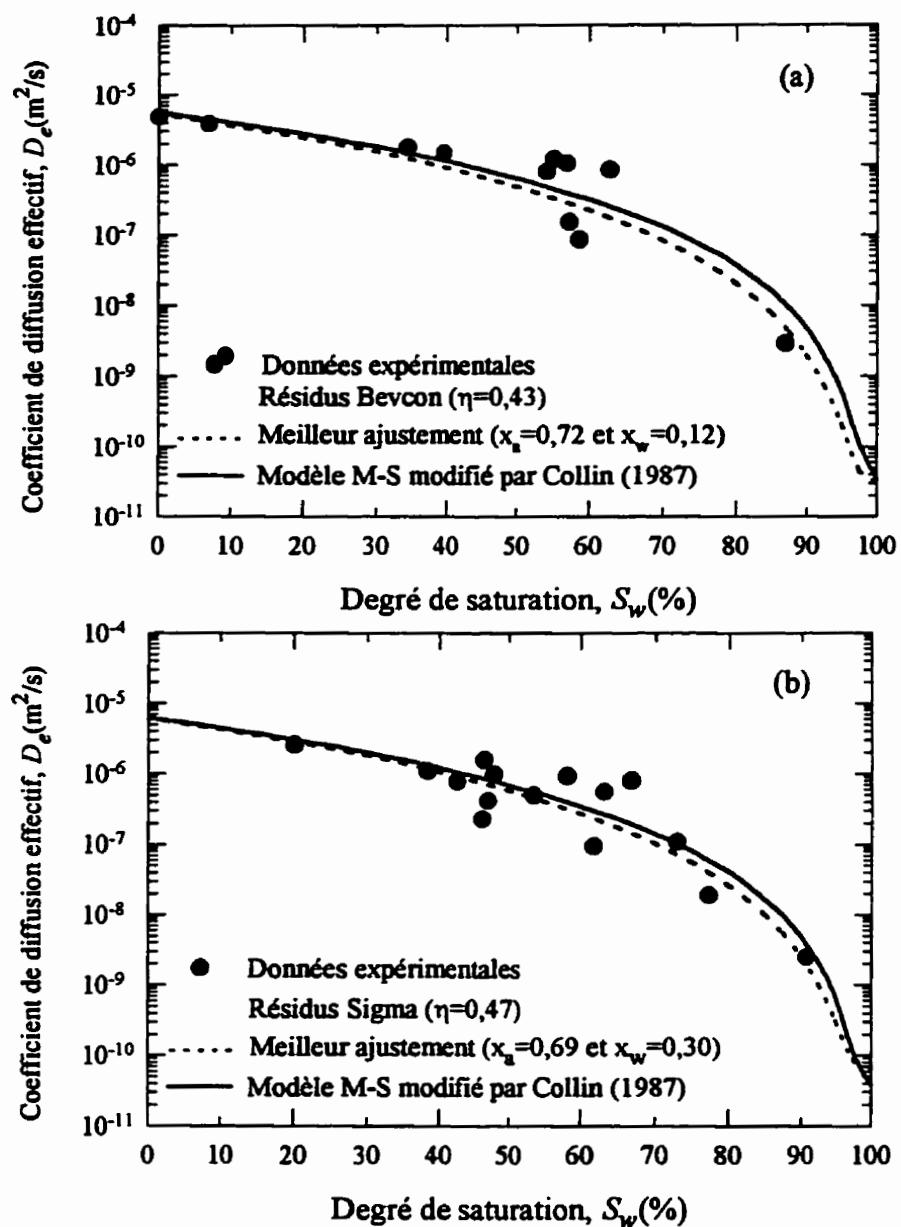


Figure 5.10 Coefficient de diffusion effectif en fonction du degré de saturation
 (a) Résidus Bevcon, (b) Résidus Sigma.

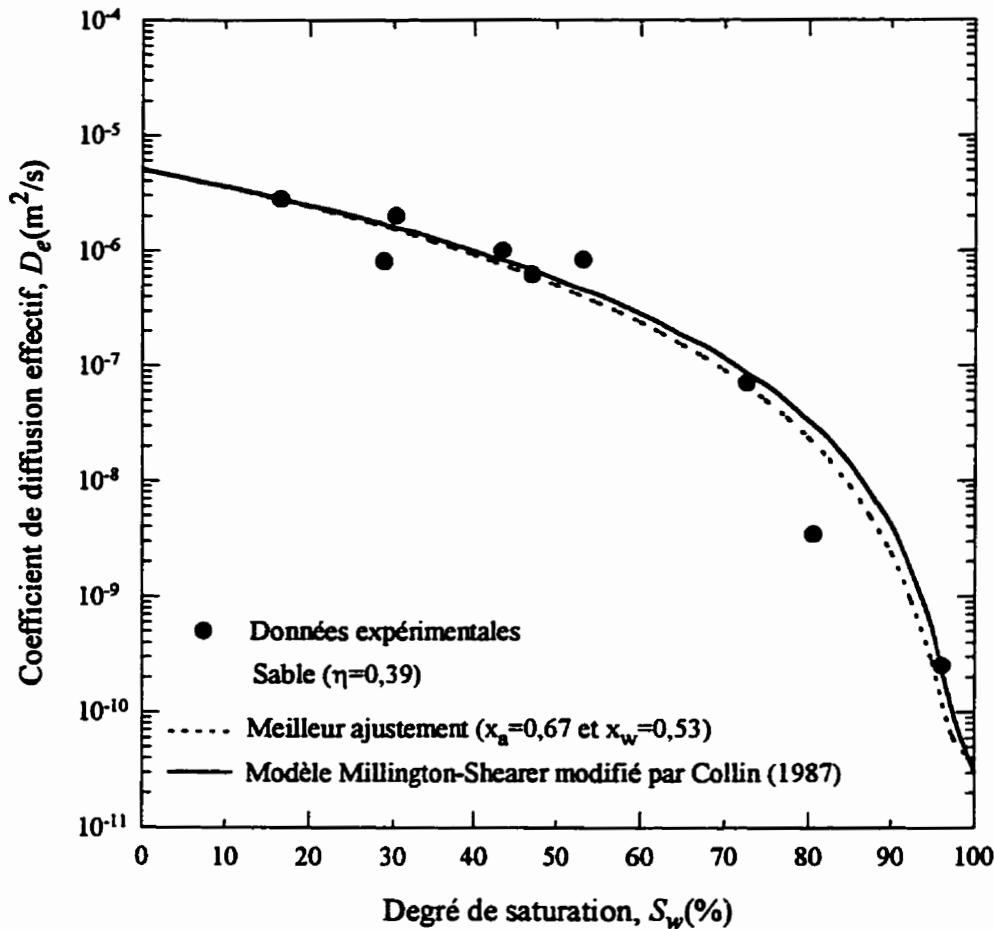


Figure 5.11 Coefficient de diffusion effectif en fonction du degré de saturation:
sable

Nous avons également essayé le modèle Millington-Shearer sur les données expérimentales de Reardon et Moddle (1985) pour des résidus d'uranium (figure 5.12). Là encore, on note un bon accord entre les valeurs calculées et celles mesurées.

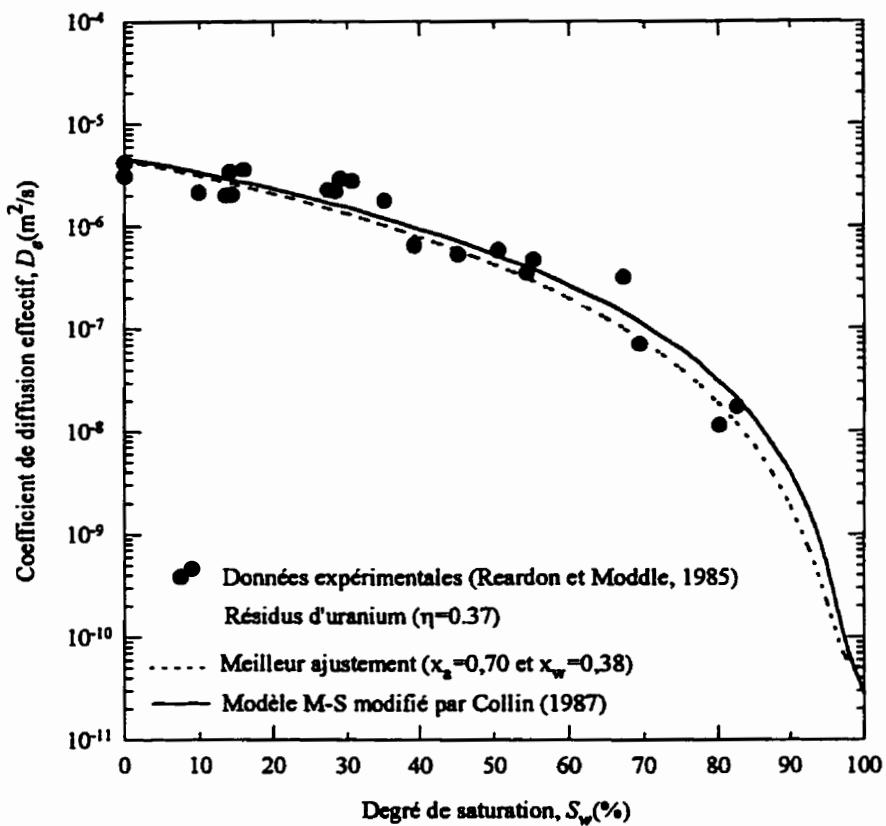


Figure 5.12 Coefficient de diffusion effectif en fonction du degré de saturation: résidus d'uranium (données de Reardon et Moddle, 1985).

Les données expérimentales sur les propriétés hydrogéologiques des résidus miniers, présentées dans ce chapitre, sont conformes aux attentes et se comparent bien aux résultats tirés de la littérature sur des matériaux similaires. De plus, les systèmes de recouvrement en matériaux meubles maintenus à un haut degré de saturation ($S_w \geq 90\%$ environ) peuvent donner le même niveau de réduction du flux d'oxygène que des couvertures aqueuses, ces dernières étant souvent considérées comme les plus efficaces pour limiter le DMA (SRK, 1991). L'efficacité de tels systèmes de recouvrement, dont la couche capillaire est constituée de rejets miniers, est étudiée dans le chapitre suivant (chapitre 7).

CHAPITRE VI

RÉSULTATS EXPÉIMENTAUX ET SIMULATIONS

Nous présentons ici les résultats obtenus dans les essais en colonne de drainage, ainsi que ceux des essais en colonnes de contrôle (résidus couverts) et de référence (résidus sans couverture). Les résultats des expériences de diffusion d'oxygène (colonne de diffusion) ont été présentés au chapitre précédent (chapitre 5).

6.1 Colonne de drainage

L'objectif principal des essais sur la colonne de drainage est de concevoir un système de recouvrement qui maintiendrait un haut degré de saturation ($S_w \geq 90\%$) en tout temps. Ainsi, nous utilisons le concept de barrière capillaire pour réduire l'infiltration de l'eau et le transport de l'oxygène vers les résidus réactifs (voir paragraphe 3.3.1 du chapitre 3). Les essais en colonne de drainage permettent aussi d'étudier le comportement hydrique des couvertures multicouches utilisées dans les colonnes de contrôle pendant les cycles de mouillage/séchage. Afin de vérifier l'efficacité d'un tel système de recouvrement, on a fait appel à des modèles physiques (décris au chapitre 5) et numériques. Les résultats obtenus sont présentés et discutés dans ce qui suit.

6.1.1 Choix du modèle numérique

Les équations d'écoulement décrites au paragraphe 3.2.3 du chapitre 3 peuvent être résolues numériquement à l'aide du programme HYDRUS (Kool et van Genuchten, 1991). Ce programme est une version modifiée du programme WORM développé précédemment au laboratoire U.S. Salinity (van Genuchten, 1987). Il simule l'écoulement d'eau dans un milieu poreux unidimensionnel à saturation variable. Ce modèle tient compte aussi éventuellement des effets des plantes (absorption d'eau par les racines) et des phénomènes d'hystérésis. Le code numérique est en FORTRAN-77

utilisant la méthode des éléments finis avec solutions linéaires de type Galerkin et schéma implicite. Les hypothèses et limitations du modèle sont :

- l'écoulement de l'eau est unidimensionnel, isotherme et gouverné par la loi de Darcy,
- les effets de la phase air, des solutés ou des interactions solide-liquide sur l'écoulement d'eau sont négligés,
- la présence de fractures et/ou de macropores est ignorée.

HYDRUS suppose aussi que les propriétés hydrauliques, $\theta(\psi)$ et $K(\theta)$, peuvent être décrites par les fonctions paramétriques (3.29) et (3.30) proposées par van Genuchten (1980) et données au paragraphe 3.2.5 du chapitre 3.

6.1.2 Vérification et validation

Dans cette section, nous présentons quelques exemples afin de vérifier mathématiquement et de valider expérimentalement le programme HYDRUS. Ces exemples traitent les problèmes d'infiltration et de drainage lors d'expériences menées au laboratoire par d'autres auteurs. Dans toutes nos simulations, les tolérances de convergence absolue et relative concernant la pression sont de 1 cm et 1%, respectivement.

6.1.2.1 Cas d'infiltration verticale

Le premier exemple est choisi pour vérifier les prédictions du modèle concernant les profils de pression et de teneur en eau durant un écoulement transitoire avec une limite d'infiltration. L'expérience a été menée par Haverkamp et al. (1977) dans une colonne de sable. Une pression constante $\psi = -61,5$ cm a été maintenue à la base de la colonne et un flux constant de 3,29 m/jour a été imposé à la surface du sol. Ce problème a été étudié en laboratoire dans une colonne en plexiglas de longueur 70 cm et de diamètre 5 cm; les détails des techniques expérimentales sont présentées par Vachaud et Thony

(1971). La porosité totale et la teneur en eau résiduelle du sable sont, respectivement, $\eta = \theta_s = 0,287$ et $\theta_r = 0,075$. La conductivité hydraulique à saturation est $K_s = 8,16$ m/jour. L'ajustement, par Haverkamp et al. (1977), de la courbe $\psi(\theta)$ calculée à l'aide de la relation (3.29) sur les valeurs expérimentales a donné comme valeurs de α et de n , $0,0296\text{ cm}^{-1}$ et $4,4112$, respectivement.

Pour notre simulation numérique, la pression initiale était de $-61,5$ cm à travers toute la colonne de milieu poreux. Le sol est soumis à une infiltration à débit constant de $3,29$ m/jour durant $0,8$ heure. La région d'écoulement est modélisée comme une colonne rectangulaire discrétisée en 70 éléments de mêmes dimensions et dont les noeuds sont espacés de 1 cm dans la direction des z . La distribution des pressions dans la colonne est simulée avec des pas de temps, Δt , variant de $0,86$ à $8,64$ secondes. Les profils de teneurs en eau simulés à des intervalles de temps de $0,1$ heure sont comparés aux profils mesurés. On peut constater (figure 6.1) le bon accord entre les données expérimentales et les profils de teneurs en eau calculés avec HYDRUS.

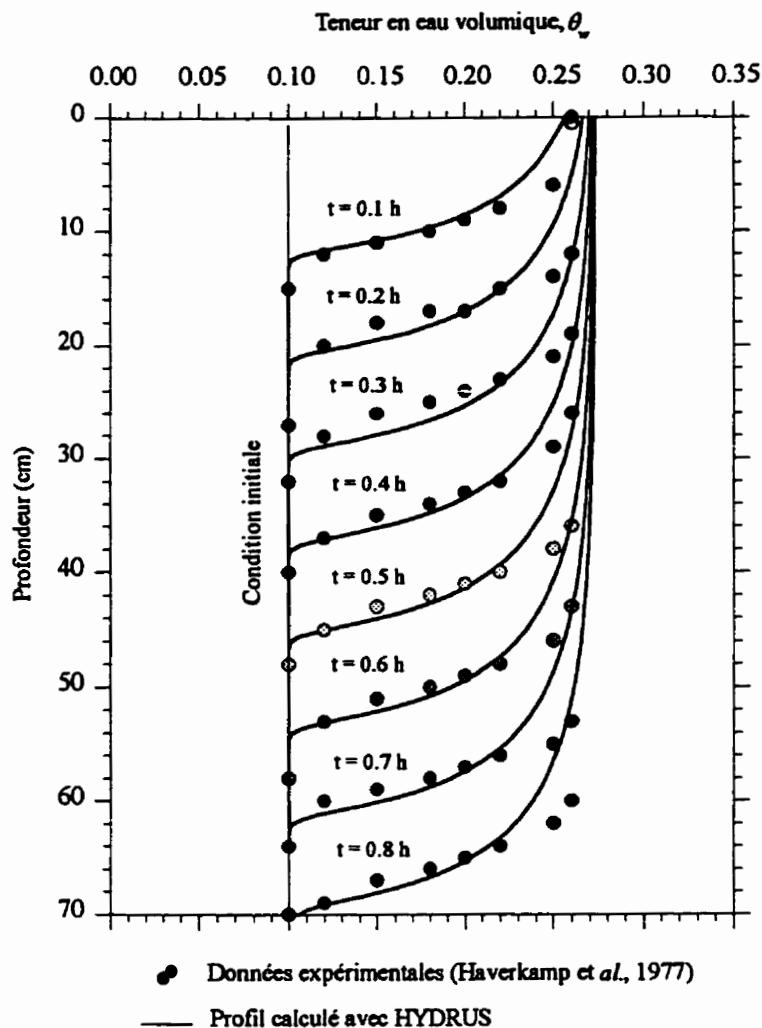


Figure 6.1 Profils de teneurs en eau mesurés et calculés durant une infiltration transitoire dans une colonne de sable

6.1.2.2 Cas de drainage libre

La seconde étape de ce test de validation concerne la simulation d'une phase de drainage d'un large caisson de tuf broyé (problème à une couche), puis d'un système bicouche (couche de silt au-dessus d'une couche de sable).

a) Problème à une couche

Le tuf est contenu dans un caisson de 6 m de profondeur et de 3 m de diamètre. Il est initialement saturé avec de l'eau, puis drainé sous l'action de la gravité. La surface du caisson est couverte durant le drainage afin de prévenir toute évaporation. Les détails sur le mode expérimental sont donnés par Abeele (1984). Les caractéristiques de rétention du tuf sont obtenues à partir des mesures simultanées des pressions et des teneurs en eau. Les valeurs des paramètres hydrauliques sont $\theta_s = 0,3308$; $\theta_r = 0$; $\alpha = 0,01433 \text{ cm}^{-1}$; $n = 1,506$ et $K_s = 25,0 \text{ cm/j}$.

Le drainage est simulé en considérant une condition de flux nul à la surface du caisson et de pression nulle à la base. Les 6 m de profondeur du caisson sont discrétisés en 120 éléments de même dimension correspondant à un espacement nodal de 5 cm. Les tolérances de convergence sont les mêmes que dans le premier exemple. Le drainage est simulé durant une période de 100 jours. Les profils de teneurs en eau calculés après 1, 4, 20 et 100 jours de drainage sont comparés aux valeurs mesurées (figure 6.2). Les résultats montrés à la figure (6.2a) montrent un drainage initial légèrement surestimé, conduisant à des valeurs de teneurs en eau quelque peu inférieures à celles observées après 1 jour. Pour remédier à ce problème, les simulations ont été refaites en abaissant le niveau de la nappe graduellement (linéairement avec le temps) pendant le premier jour de 0 à 6 m, au lieu de le fixer à 6 m dès le début des simulations. Cette procédure permet de relaxer la contrainte sur le modèle numérique due au changement important et brusque dans la condition au limite. Les résultats de ce deuxième essai sont montrés à la figure (6.2b). On note cette fois-ci un très bon accord entre les profils calculés et mesurés, et ce en tout temps.

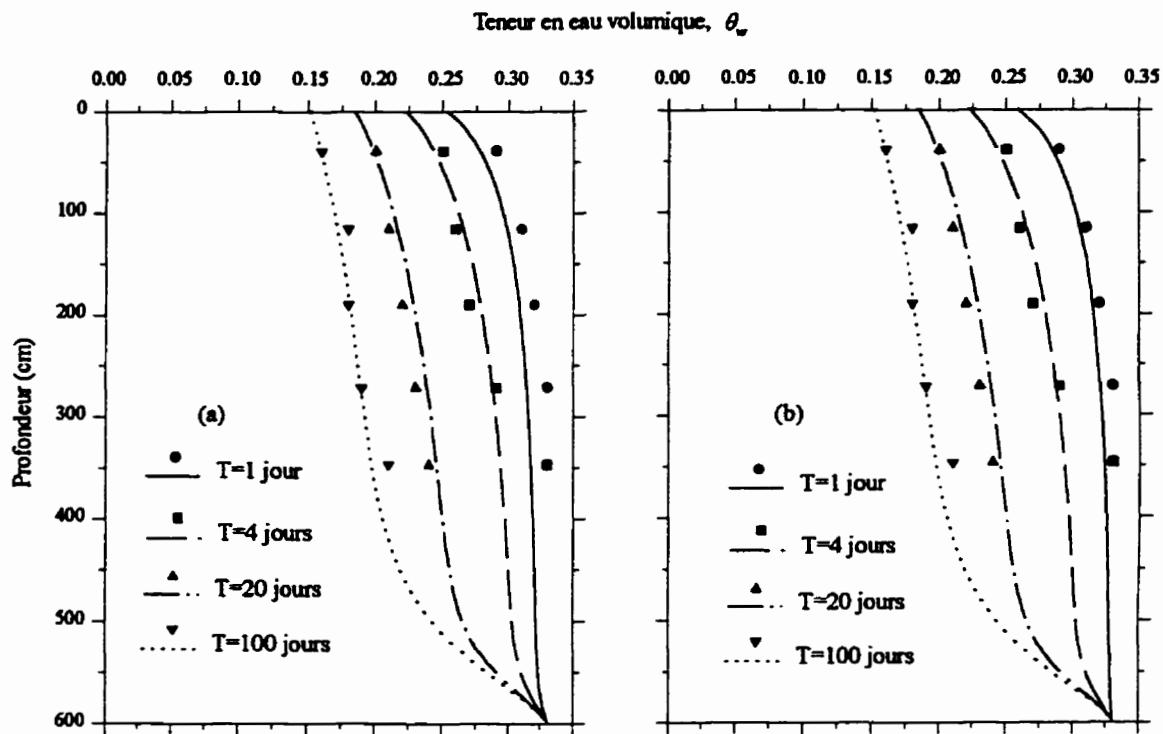


Figure 6.2 Profils de teneurs en eau mesurés et calculés durant un essai de drainage libre (données de Abeele, 1984)

- Niveau de la nappe abaissé brusquement de 0 à 6 m.
- Niveau de la nappe abaissé graduellement de 0 à 6 m, pendant le premier jour.

b) système bicouche

Dans cet exemple, nous allons simplement comparer les résultats de notre simulation avec ceux obtenus par Akindunni et *al.* (1991) à partir des mêmes équations d'écoulement, faute de données expérimentales. Les résultats obtenus par ces auteurs ont déjà été présentés au paragraphe 4.3.1. Il s'agit de simuler le drainage libre d'un système bicouche composé d'une couche de silt d'épaisseur 1 m au-dessus d'une couche de sable moyen d'épaisseur 2,5 m (figure 6.3). La surface libre de la nappe se trouve à la

base de la couche de sable. Les paramètres hydrauliques des deux matériaux figurent au tableau (6.1). La condition initiale considère un profil saturé avec le niveau de la nappe à la surface. Les conditions aux limites imposent un flux nul à travers la surface et une pression dépendante du temps à la base qui consiste à baisser le niveau de la nappe linéairement avec le temps de la surface jusqu'à 3,5 m pendant la première heure de la simulation. Les raisons de cette procédure sont expliquées dans l'exemple précédent.

Tableau 6.1 Paramètres hydrauliques des deux matériaux utilisés

Matériau	AEV (cm)	θ_r	θ_s	K_s (cm/j)	α (cm ⁻¹)	n
Silt	165,0	0,18	0,485	50,40	0,004	7,05
Sable	24,0	0,141	0,448	620,64	0,029	10,21

Après 28 jours de drainage sans évaporation, la couche de silt demeure presque saturée, tandis que la couche de sable se draine jusqu'à sa teneur en eau résiduelle sur 2 m de son épaisseur à partir de l'interface avec le silt (figure 6.3). On observe aussi que la succion en tout point de la couche de silt demeure supérieure à ψ_a ($=-165$ cm) de ce matériau (figure 6.4a). Le gradient hydraulique est négligeable dans cette couche durant la simulation (figure 6.4b), ce qui limite tout écoulement à travers cette couche. Ces résultats sont identiques à ceux obtenus par Akindunni et *al.* (1991) et qui sont montrés à la figure (3.15) du chapitre 3, ainsi qu'à ceux calculés par Aubertin et *al.* (1996) à l'aide du logiciel SEEP/W.

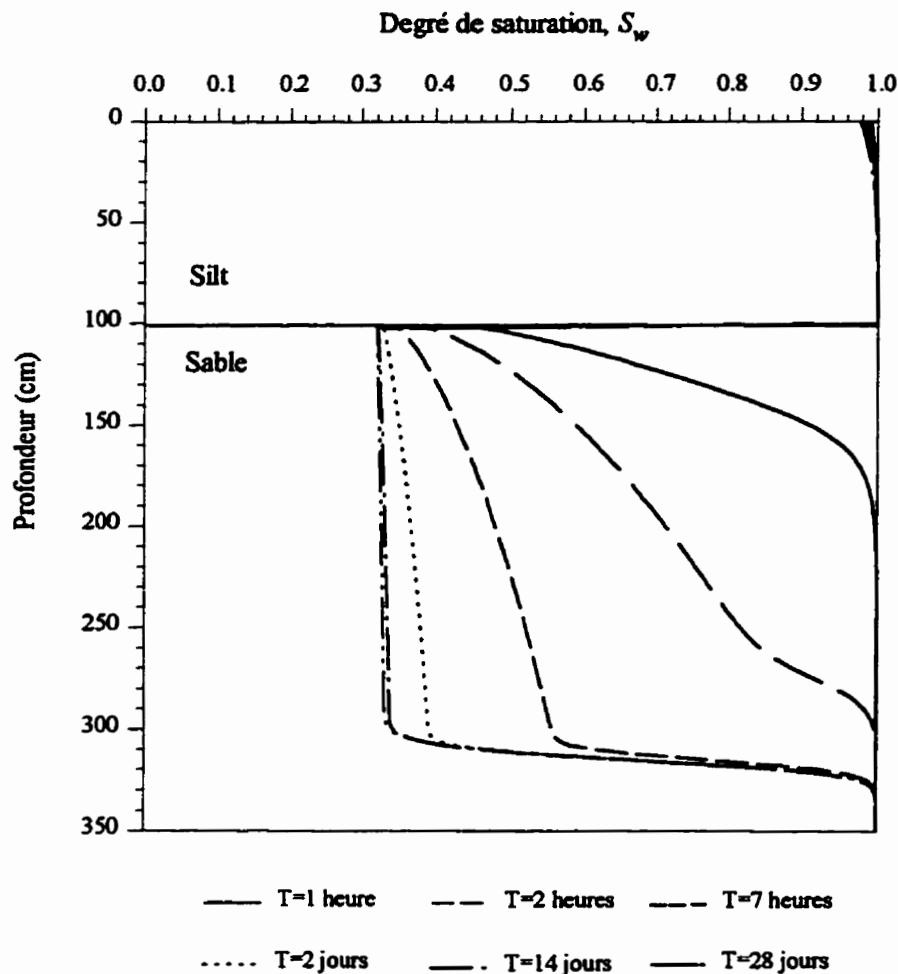


Figure 6.3 Variation du degré de saturation en fonction de la profondeur pendant le drainage d'un système bicouche silt au-dessus du sable

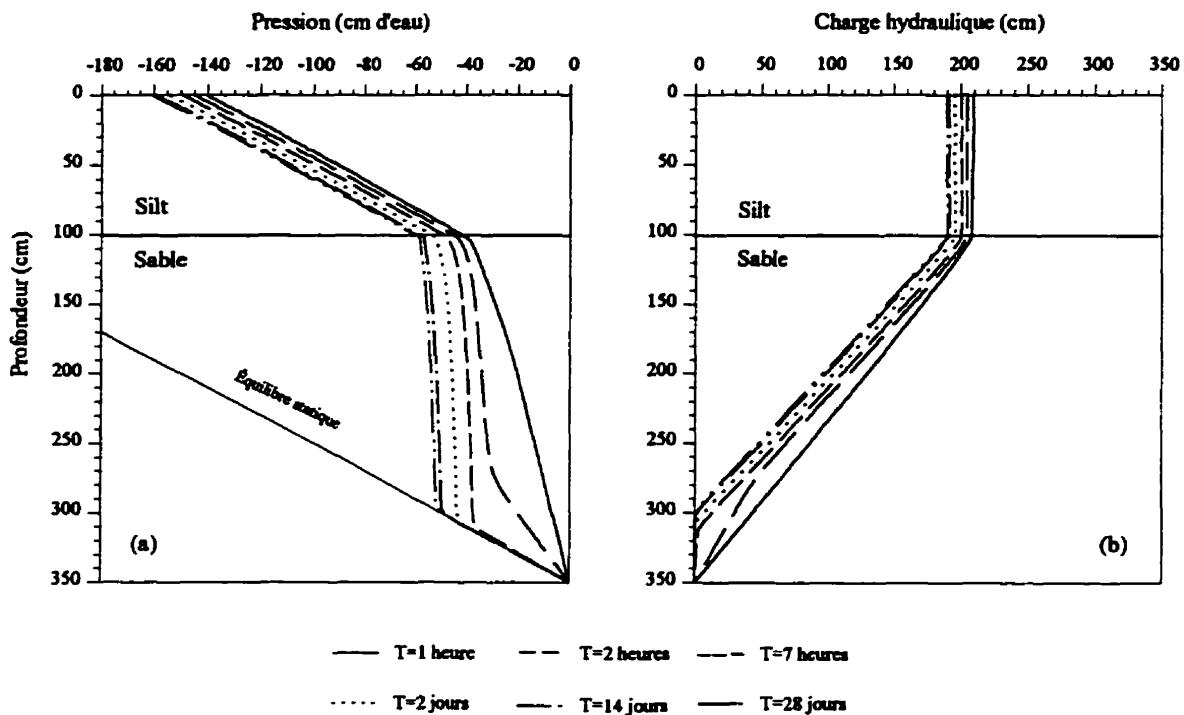


Figure 6.4 Profils de pression (a) et de charge hydraulique (b) en fonction de la profondeur pendant le drainage d'un système bicouche silt au-dessus du sable

6.1.3 Application à notre étude

Après avoir vérifié et validé le programme HYDRUS sur les données d'autres auteurs, nous allons l'appliquer à nos données expérimentales obtenues lors des essais en colonne de drainage ; ceci afin de pouvoir l'utiliser pour prédire le comportement à long terme de notre système de recouvrement.

Le montage expérimental a été présenté au paragraphe 5.3.1.2 du chapitre 5. L'expérience consiste à drainer, sous l'action de la gravité, un système multicouche initialement saturé et composé d'une couche de matériau fin (résidus miniers non réactifs) confinée entre deux couches de matériau grossier (sable). Les caractéristiques

hydriques de ces matériaux ont déjà été définies au paragraphe 5.2.2 du chapitre 5 et sont donnés au tableau (6.2). Nous y avons rajouté aussi ceux du disque en céramique poreuse utilisé à la base de la colonne. Signalons que seuls les résidus miniers Bevcon (BE) ont été utilisés lors des essais en colonne de drainage, les autres rejets (SI, SE, MB) ayant des propriétés hydriques assez proches.

Tableau 6.2 Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement

Matériau	θ_r	θ_s	$\alpha (\text{cm}^{-1})$	n	AEV (cm)	$K_r (\text{cm/s})$
Sable	0,0490	0,39	0,0290	10,2100	24	$2,10 \times 10^{-2}$
Rejets miniers (BE)	0,0456	0,41	0,0017	2,1366	265	$6,58 \times 10^{-5}$
Disque poreux	0,102	0,50	0,0020	2,0110	500	$3,11 \times 10^{-5}$

Le premier essai a donné les résultats présentés à la figure (6.5). Nous constatons que l'écoulement à la sortie de la colonne ne se fait pas de façon naturelle (drainage libre), mais qu'il est perturbé par des artefacts à la base de la colonne qui empêchent une meilleure circulation d'eau et d'air, comme le montre la figure (6.6). Ceci nous conduit à imposer un flux dépendant du temps à travers la base de la colonne pour nos simulations, plutôt qu'une condition de drainage libre. Le volume d'eau recueilli provient principalement de la couche de sable supérieure. La figure (6.7) représente le volume d'eau cumulé à la sortie de la colonne qui s'ajuste bien au modèle de Youngs (1960). La couche capillaire (résidus fins) demeure saturée à plus de 90 % durant les 28 jours de drainage (figure 6.5).

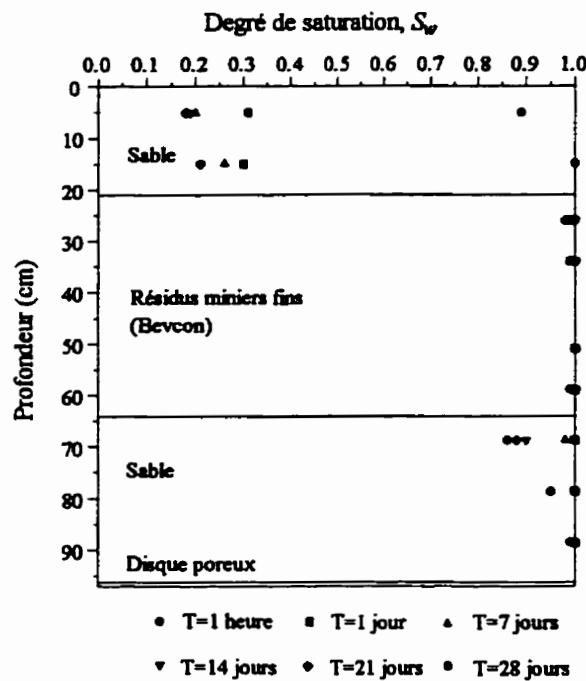


Figure 6.5 Résultats du premier essai de drainage avec disque poreux à la base de la colonne

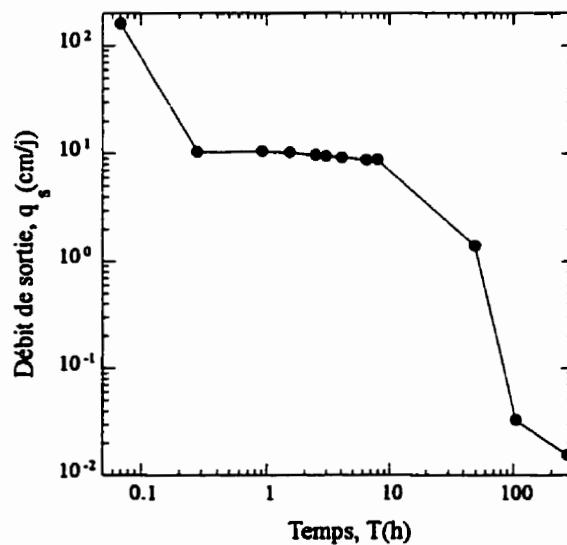


Figure 6.6 Débit à la sortie de la colonne de drainage au cours du premier essai

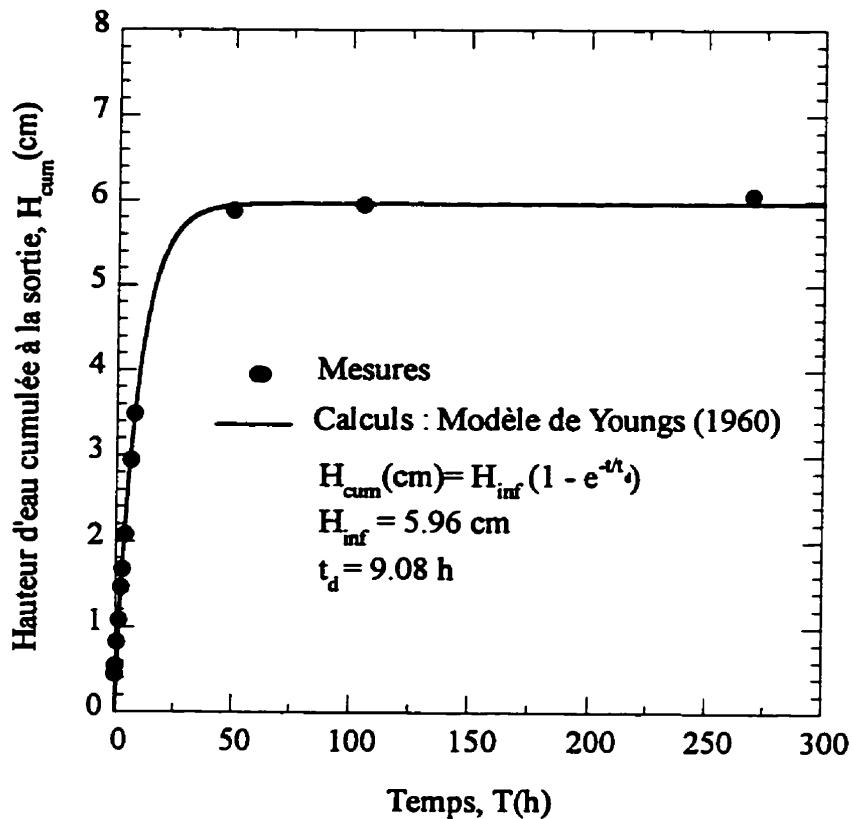


Figure 6.7 Hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne pendant le premier essai

Dans un premier temps, nous ne tenons pas compte de l'évaporation à la surface, ce qui explique l'écart entre les valeurs mesurées (symboles) et celles calculées avec HYDRUS (traits) pour la couche de sable supérieure (figure 6.8a). Lorsque le flux d'évaporation est intégré dans les calculs (figure 6.9b), les profils simulés et mesurés s'accordent très bien (figure 6.8b). Rappelons que la quantité d'eau évaporée (figure 6.9a) est mesurée à l'aide d'une petite colonne de sable, initialement saturée, de 9 cm de diamètre intérieur et dont la surface a été placée à la même hauteur que celle de la couche de sable superficielle de la colonne de drainage.

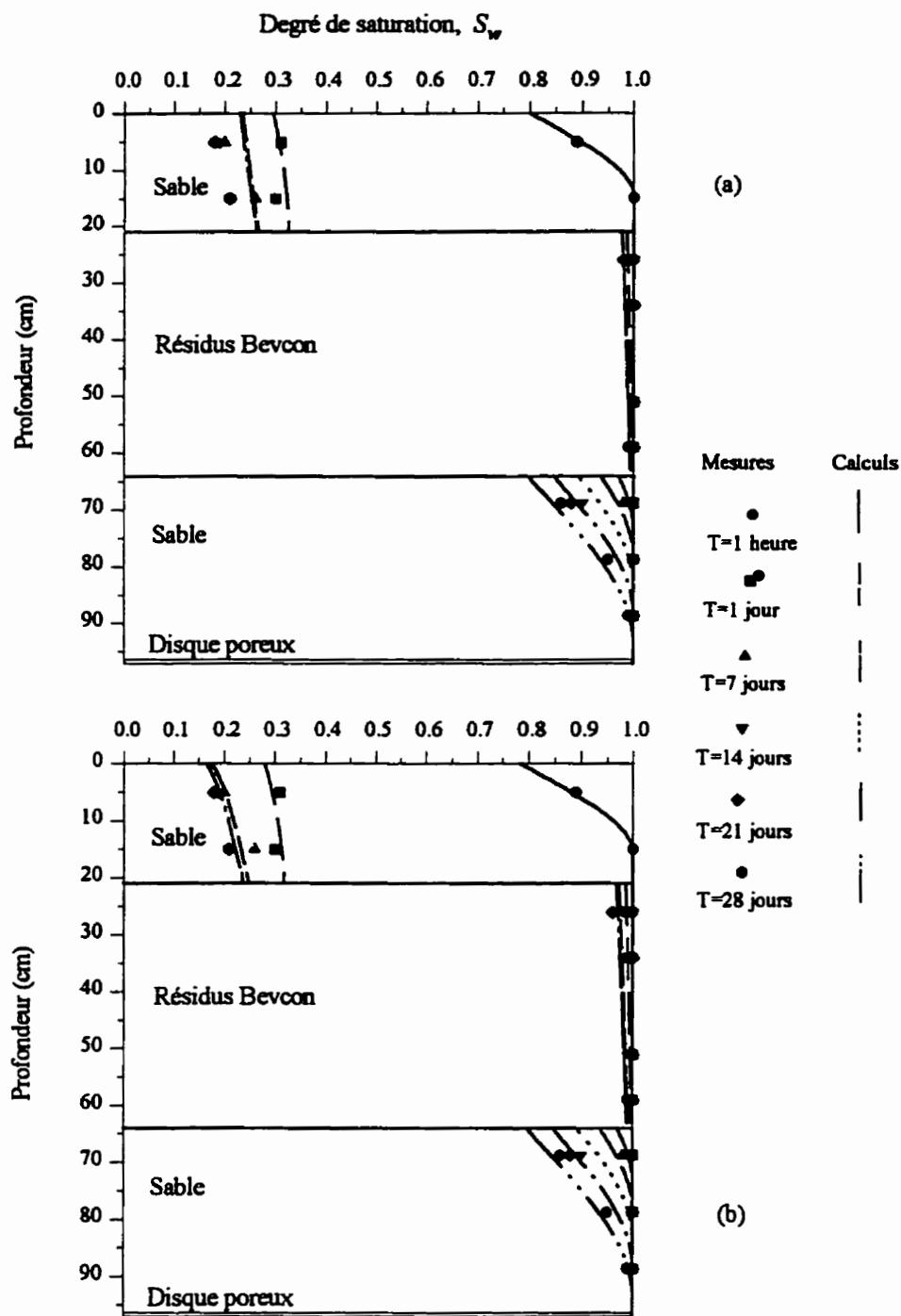


Figure 6.8 Résultats du premier essai de drainage et simulations

(a) Profils de saturation sans tenir compte de l'évaporation

(b) Profils de saturation avec évaporation (voir figure 6.9b)

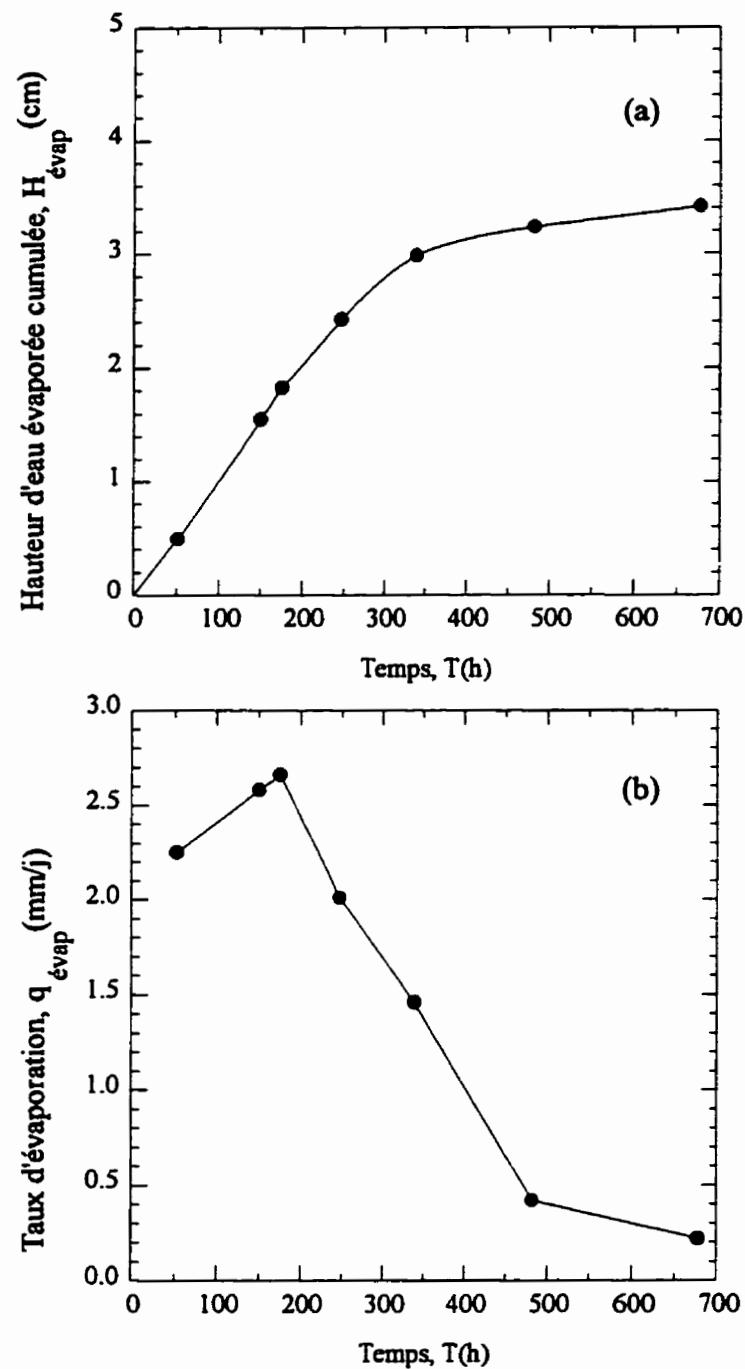


Figure 6.9 (a) Hauteur d'eau évaporée cumulée et (b) taux d'évaporation au cours du premier essai de drainage

Pour notre deuxième essai de drainage, nous avons remplacé le disque en céramique poreuse à la base de la colonne par un géotextile sur plaque perforée. Nous avons ensuite constitué un système tricouche identique au premier et effectué un essai de drainage une fois la colonne saturée. Les résultats de ce deuxième essai et des simulations sont présentés dans les figures (6.10) à (6.14). Nous remarquons que le drainage se fait plus aisément que dans le premier essai, quoique la condition d'un drainage libre avec nappe profonde ne soit pas encore totalement satisfaite. Dans ce cas aussi, nous imposons pour nos simulations une condition sur le flux à la sortie de la colonne basée sur les mesures du débit (figure 6.10). Un meilleur accord entre les profils de saturation mesurés et simulés est obtenu lorsqu'on tient compte de l'évaporation dans les calculs (figure 6.12). Le degré de saturation dans la couche capillaire reste toujours supérieur à 90% après 28 jours de drainage, sans apport d'eau.

La figure (6.13) montre les profils de pressions mesurés et calculés pendant ce deuxième essai. On note un assez bon accord entre les valeurs calculées et les données expérimentales, sauf pour la couche superficielle après le premier jour de drainage. Nous pensons que ce décalage peut être dû au fait qu'à partir de ce jour, les succions dans cette couche deviennent importantes (à cause du drainage et de l'évaporation) et dépassent la valeur minimale tolérée par le type de capteurs de pressions que nous avons utilisés, c'est-à-dire -150 cm d'eau (voir annexe II). La succion à la surface de la couche capillaire (MF) demeure supérieure au ψ_a du matériau fin qui est de -265 cm. Ceci met en évidence le rôle important de la couche superficielle comme barrière à l'évaporation vis-à-vis de la couche sous-jacente. Nous remarquons aussi que les valeurs de succion calculées à la surface de la couche supérieure diminuent (en valeurs absolues) avec le temps après le premier jour. Ceci est en accord avec les variations du taux d'évaporation imposé à la surface (figure 6.14).

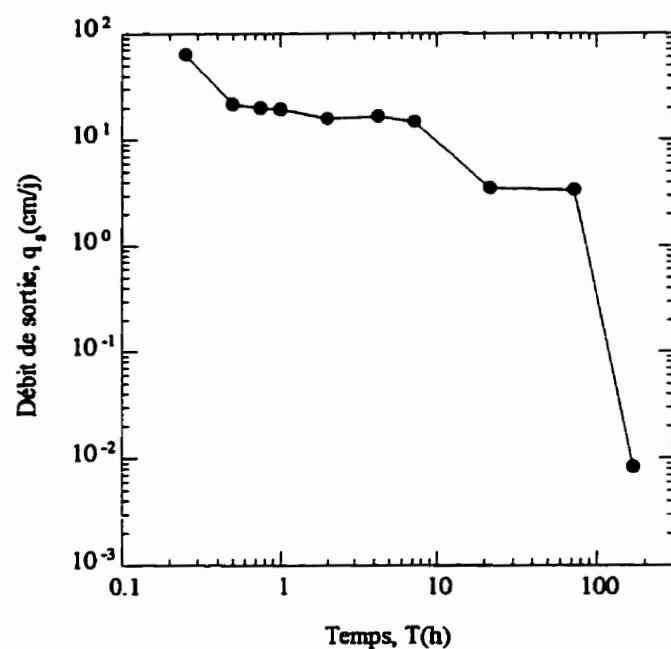


Figure 6.10 Débit à la sortie de la colonne de drainage au cours du deuxième essai

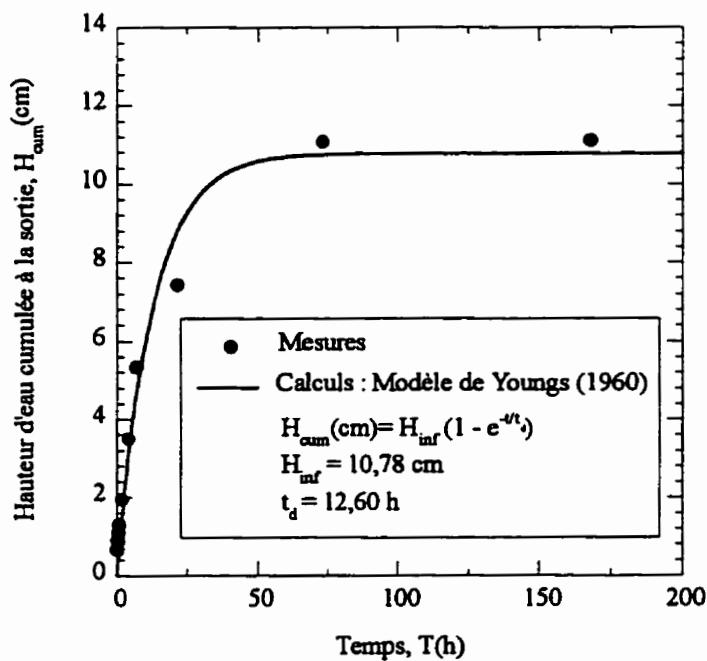


Figure 6.11 Hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne pendant le deuxième essai

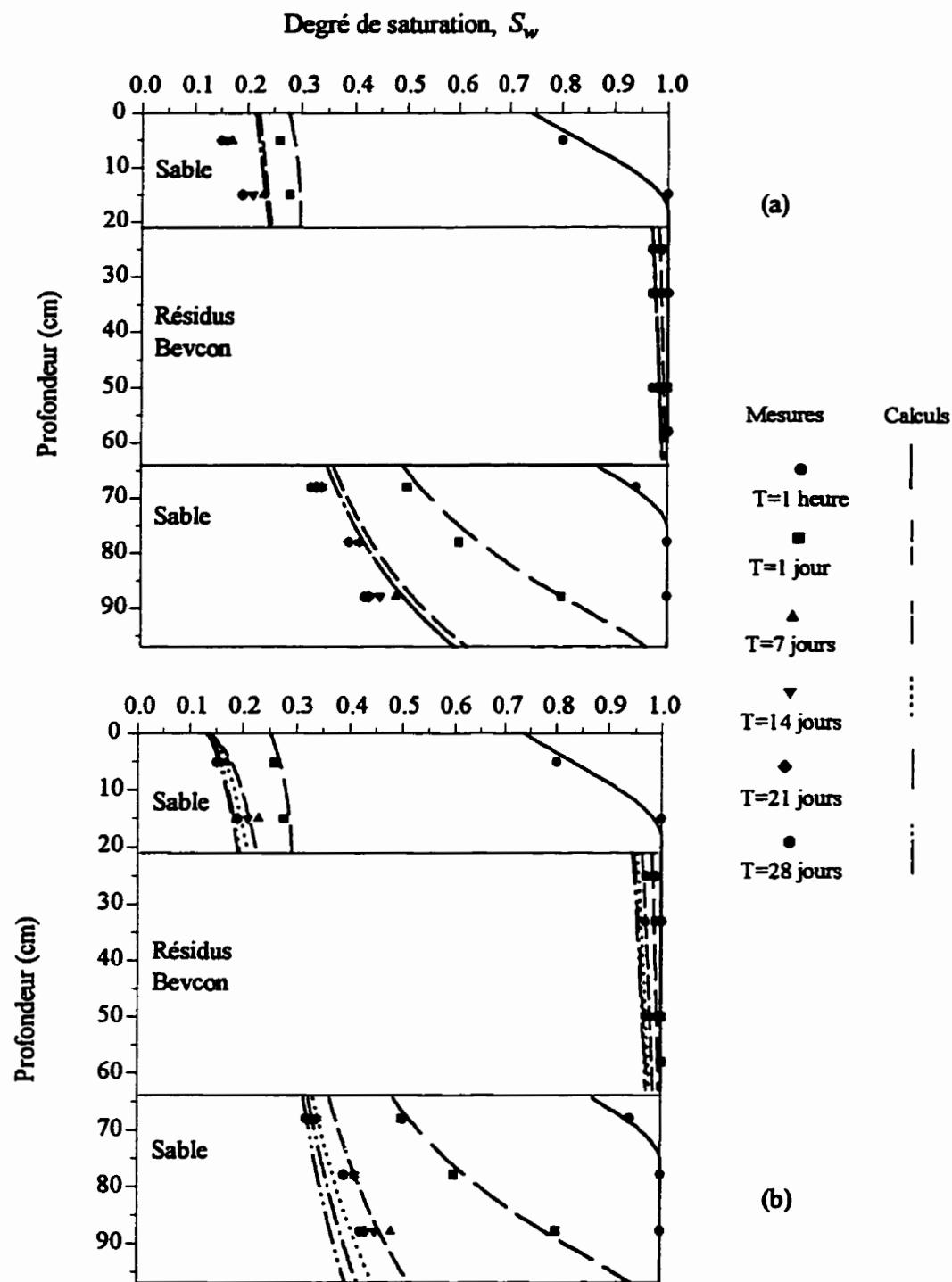


Figure 6.12 Résultats du deuxième essai de drainage et simulations
 (a) Profils de saturation sans tenir compte de l'évaporation
 (b) Profils de saturation avec évaporation (voir figure 6.14b)

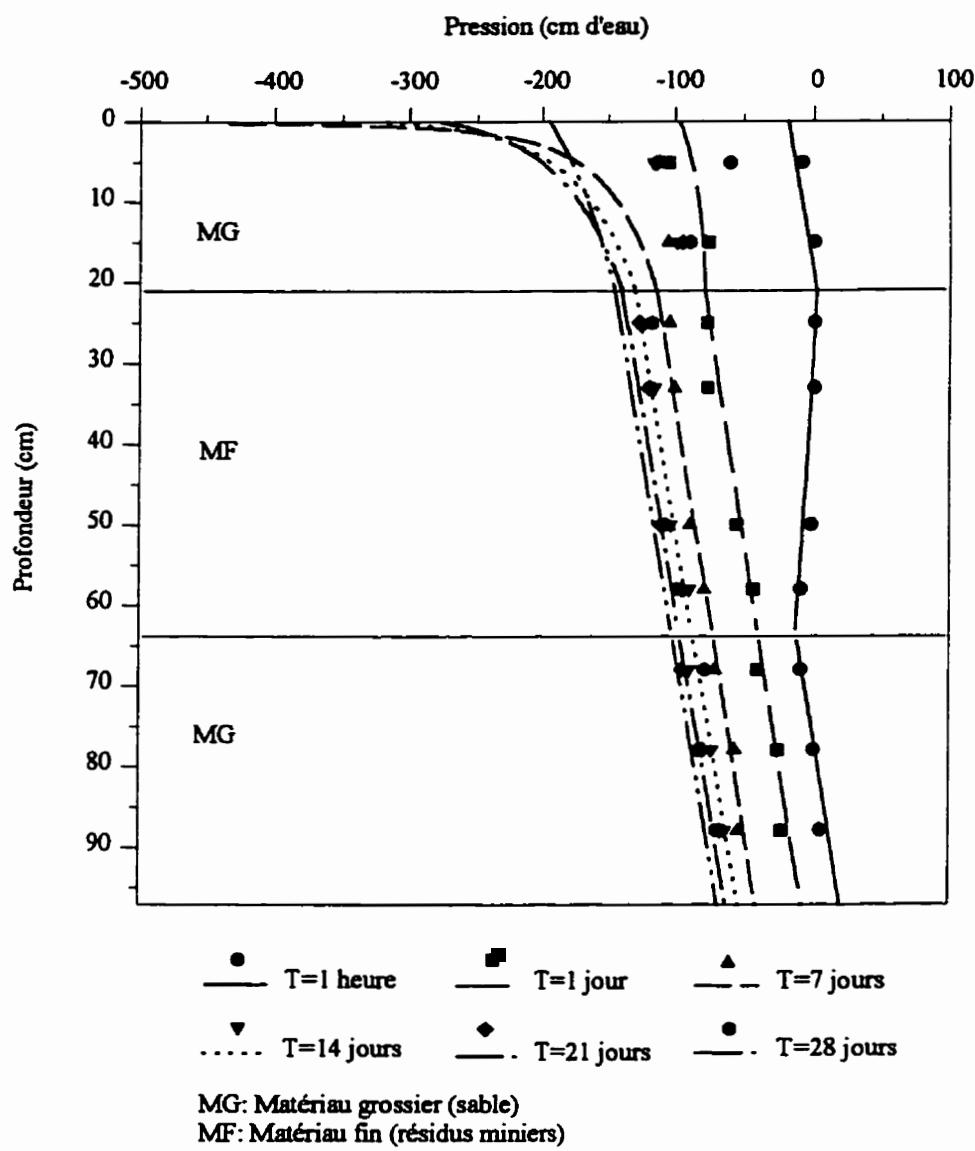


Figure 6.13 Résultats du deuxième essai de drainage et simulations : profils de pressions

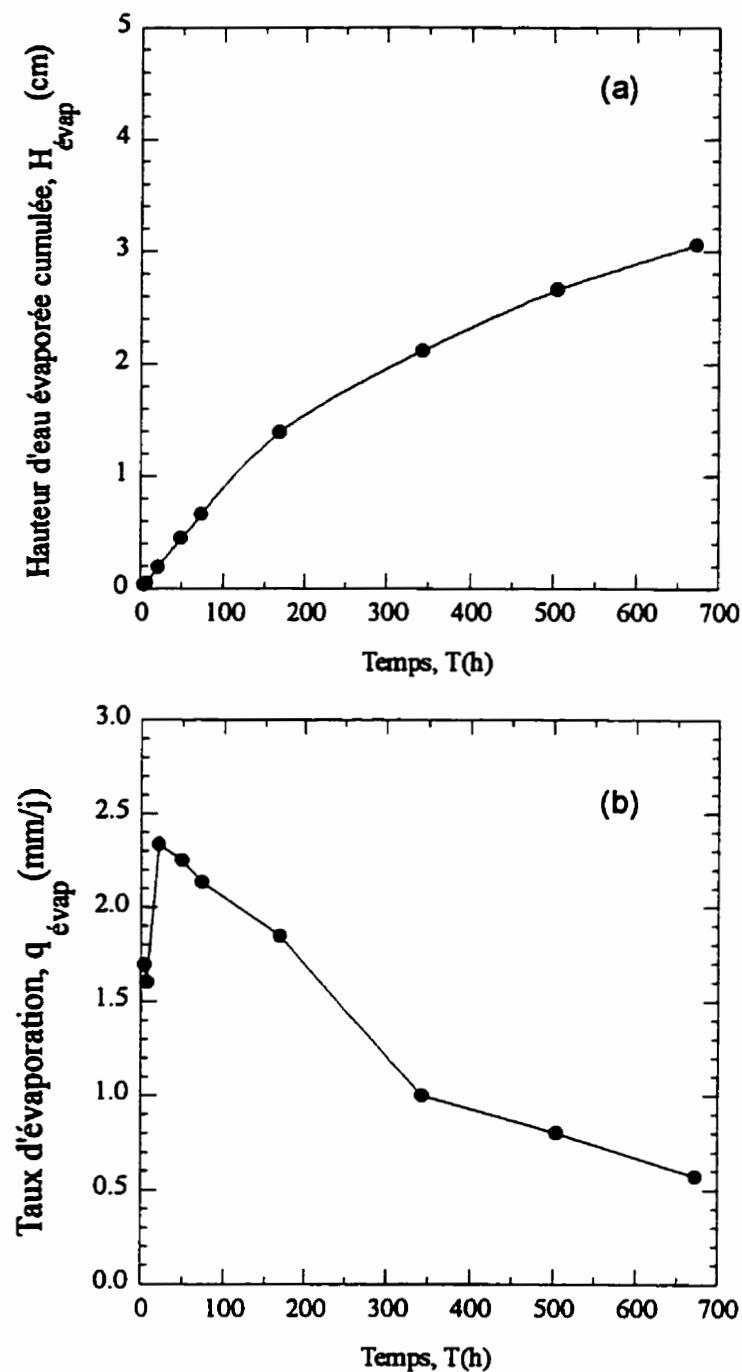


Figure 6.14 (a) Hauteur d'eau évaporée cumulée et (b) taux d'évaporation au cours du deuxième essai de drainage

Après ces deux essais sur la colonne de drainage et les exemples précédents tirés de la littérature, nous pouvons conclure que le programme HYDRUS répond bien à nos attentes ; il nous servira donc comme outil de prédition du comportement de notre système de recouvrement. Il nous aidera également à choisir les épaisseurs des différentes couches de la couverture en tenant compte de l'efficacité de celle-ci.

6.2 Prédiction du comportement de la barrière de recouvrement

Dans cette section, nous allons simuler le comportement hydrique d'une barrière de recouvrement sur une longue période sèche (sans venue d'eau) de 56 jours, en fonction des épaisseurs des différentes couches de la couverture. Ceci nous permettra de choisir le système de recouvrement le plus efficace contre toute infiltration d'oxygène et d'eau vers les résidus miniers sulfureux. Cependant, l'infiltration d'eau est peu limitée dans un système unidimensionnel, comme le montrent les expériences en colonne de drainage (voir paragraphe 6.1) et les simulations numériques, alors que dans un système bidimensionnel, l'eau de percolation pourra être évacuée grâce à l'inclinaison des couches drainantes supérieure et inférieure. Nous allons d'abord examiner l'effet de l'épaisseur de la couche de sable inférieure (matériau grossier) et celle de la couche capillaire (matériau fin) sur les profils de saturation et de pression. Les résultats des simulations suivantes ne tiennent pas compte des effets de l'évaporation. Néanmoins, ces effets sont limités par la présence de la couche de sable au-dessus de la couche de matériau fin (voir figures 6.8, 6.12 et 6.13) ; ceci a déjà été discuté au paragraphe 3.3.2 du chapitre 3. Il faudrait également signaler que sur le terrain, la barrière de recouvrement sera surmontée d'autres couches protectrices contre l'érosion (due au ruissellement et au vent), les intrusions biologiques (plantes, animaux, insectes, hommes), ainsi que les effets des cycles de mouillage-séchage et de gel-dégel (voir figure 6.63 de ce chapitre).

6.2.1 Influence de l'épaisseur de la couche de sable inférieure

Nous allons examiner l'effet d'une variation de l'épaisseur de la couche de sable inférieure sur le drainage du système de recouvrement tel celui utilisé dans nos expériences (voir paragraphes 5.3.1.1, 5.3.1.2 et 6.1.3). L'objectif est d'avoir l'épaisseur optimale qui permettra à la couche capillaire (couche de matériau fin) de maintenir un haut degré de saturation, tout en empêchant la remontée d'eau par capillarité des résidus réactifs vers la couche capillaire (ce qui pourrait l'endommager et altérer ses fonctions). Ceci peut être réalisé grâce au bris capillaire caractérisé par un changement de pente au niveau du profil de pression à l'interface couche capillaire/couche de sable sous-jacente.

a) *couche capillaire d'épaisseur 60 cm et nappe à la base du système de recouvrement*

Nous commençons par étudier le cas où la couche de sable inférieure a une épaisseur de 30 cm (limite inférieure imposée par le critère de filtre), les épaisseurs de la couche capillaire et de la couche de sable supérieure étant fixées à 60 et 20 cm, respectivement. Le niveau de la nappe se trouve à la base du système de recouvrement. Suite aux résultats des simulations faites auparavant dans le paragraphe 6.1.2.2, la nappe sera placée en surface (i.e., tous les matériaux sont saturés au départ), puis abaissée à son niveau final en une heure, linéairement dans le temps. Les résultats des calculs sont montrés dans la figure (6.15). Comme on peut le constater, l'effet de barrière capillaire discuté précédemment agit de façon à permettre le drainage des couches de sable tout en assurant le maintien d'un haut degré de saturation (presque 100%) dans la couche de matériau fin, et ce même après une période de 56 jours sans apport d'eau (figure 6.15a). Cependant, la couche de sable inférieure demeure saturée à plus de 87% à son interface avec la couche capillaire, ce qui risque de contaminer cette dernière par remontée des sels acidiques à partir des résidus sulfureux. On note d'ailleurs l'absence du bris capillaire au niveau des profils de pression présentés à la figure (6.15b). Il en est de

même pour les figures (6.16) à (6.17). Le bris capillaire n'apparaît qu'à partir d'une épaisseur de 65 cm pour la couche de sable inférieure comme le montrent les figures (6.18) à (6.22). Cette valeur est égale, en valeur absolue, à la succion (ψ_s) développée dans le sable lorsque la teneur en eau (θ_w) atteint la valeur résiduelle (θ_r) (voir figure 5.2 du chapitre 5). À partir de cette épaisseur, les degrés de saturation à la surface de la couche capillaire et à la surface de la couche de sable inférieure se stabilisent autour de 98% et 13%, respectivement (figure 6.21). Cette dernière valeur correspond au degré de saturation résiduel du sable utilisé. Les succions atteignent aussi des valeurs constantes aux interfaces qui restent inférieures à l'AEV du matériau fin ($\psi_a = -265$ cm) constituant la couche capillaire (figure 6.22). On note aussi que la condition d'équilibre hydrostatique (Charge hydraulique $h = \text{constante}$) est atteinte dans la couche de matériau fin après le premier jour de drainage (figures 6.15b à 6.20b). Ceci est marqué par le décalage parfait des deux courbes de succion (figure 6.22).

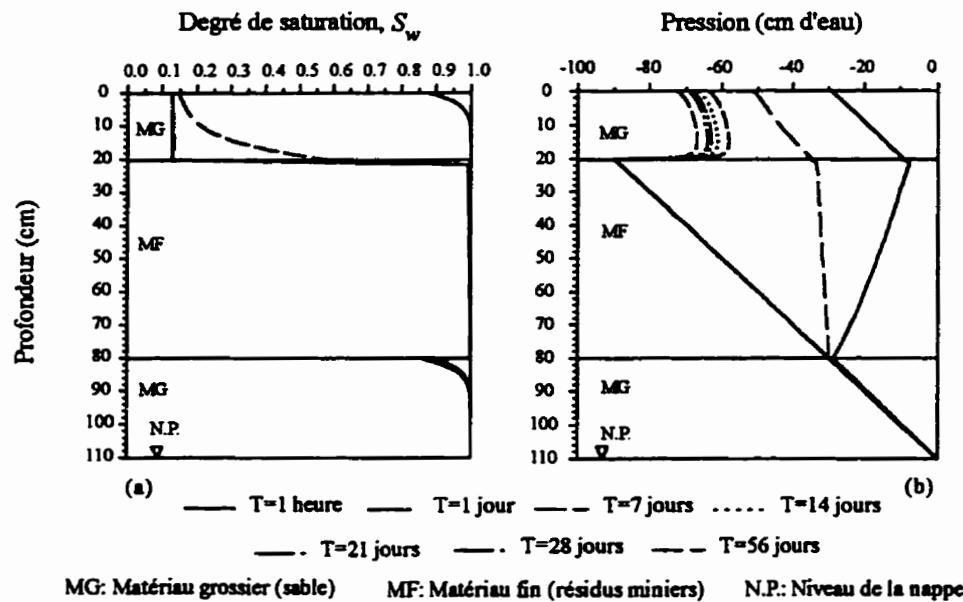


Figure 6.15 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 30 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression

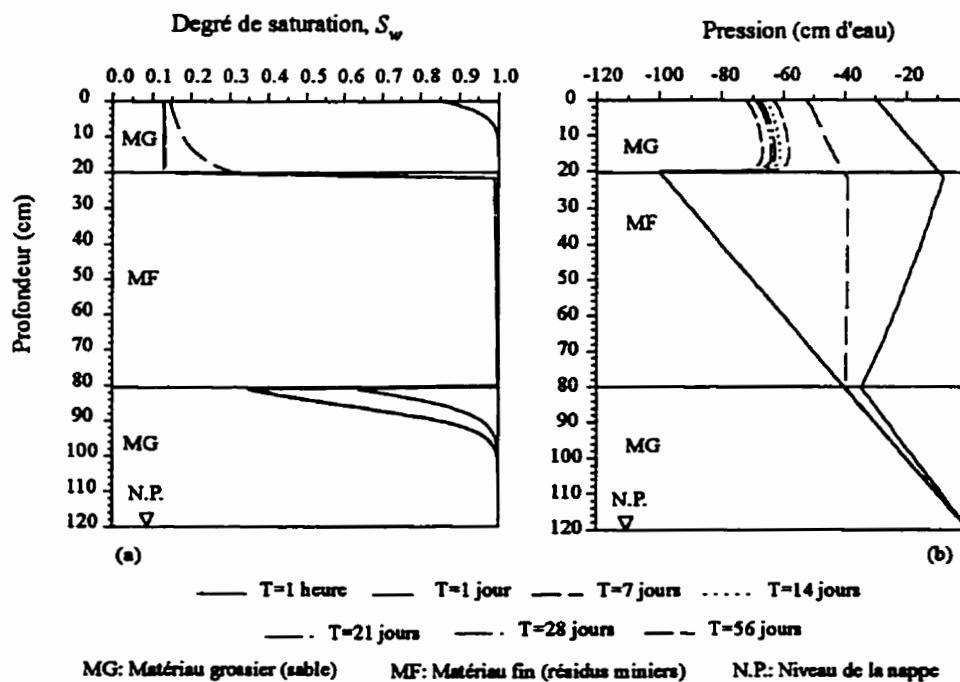


Figure 6.16 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 40 cm ($H_b=60$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression

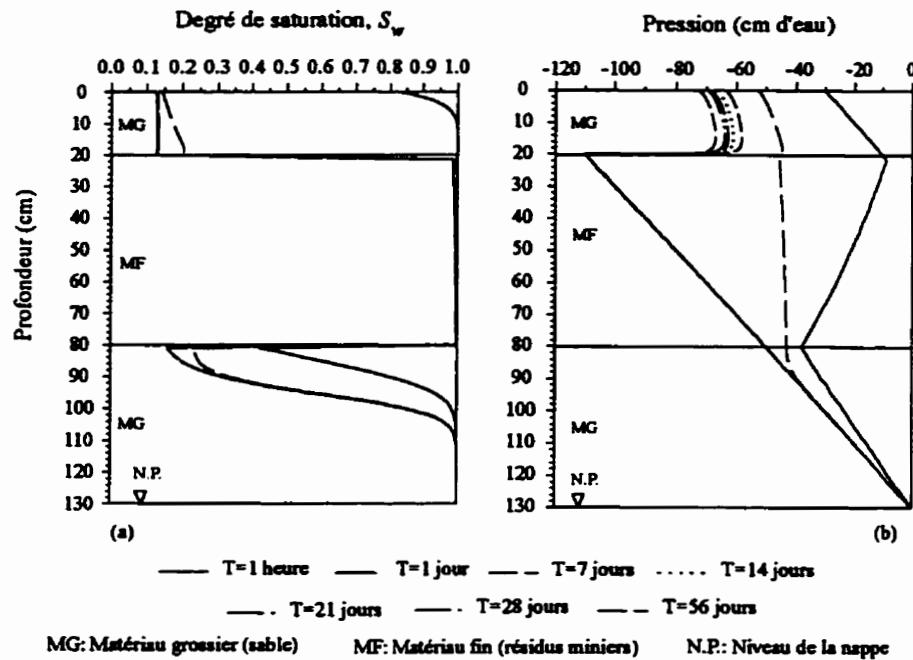


Figure 6.17 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 50 cm ($H_b=60 \text{ cm}$), (a) profils de saturation et (b) de pression

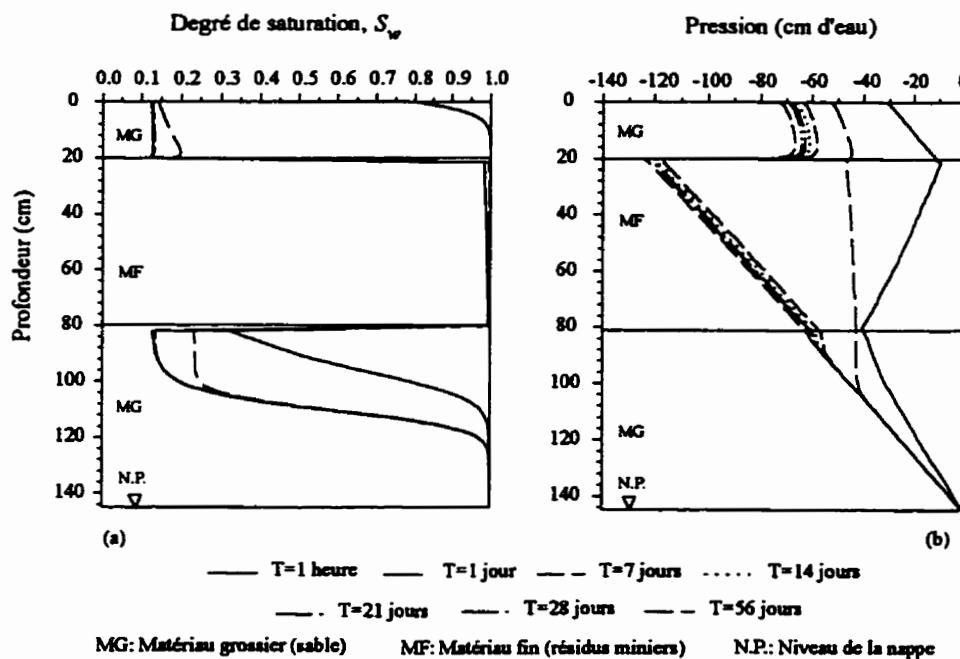


Figure 6.18 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 65 cm ($H_b=60 \text{ cm}$), (a) profils de saturation et (b) de pression

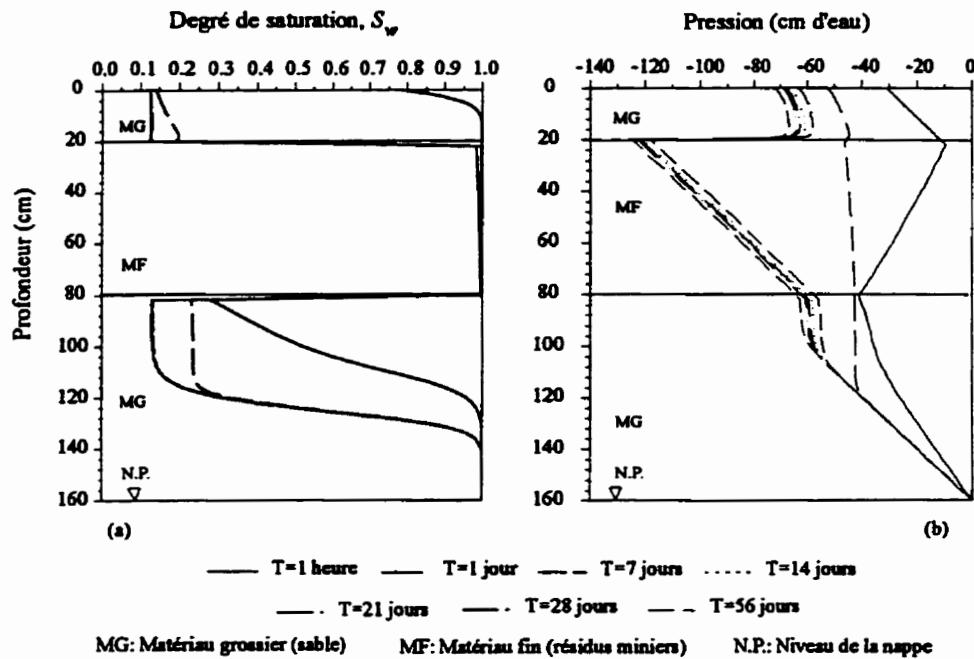


Figure 6.19 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 80 cm ($H_b=60 \text{ cm}$), (a) profils de saturation et (b) de pression

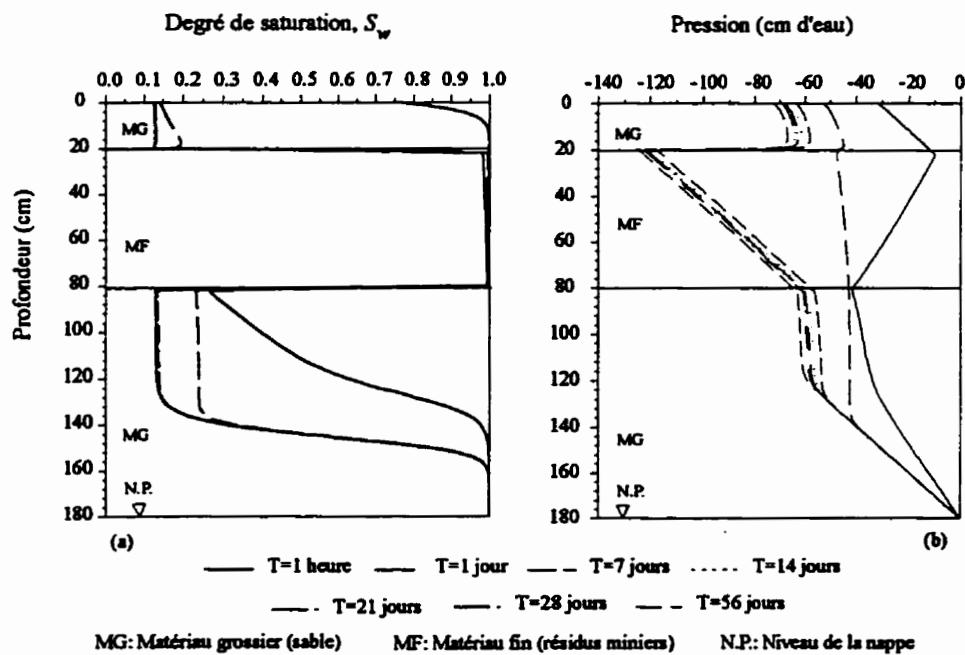


Figure 6.20 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 100 cm ($H_b=60 \text{ cm}$), (a) profils de saturation et (b) de pression

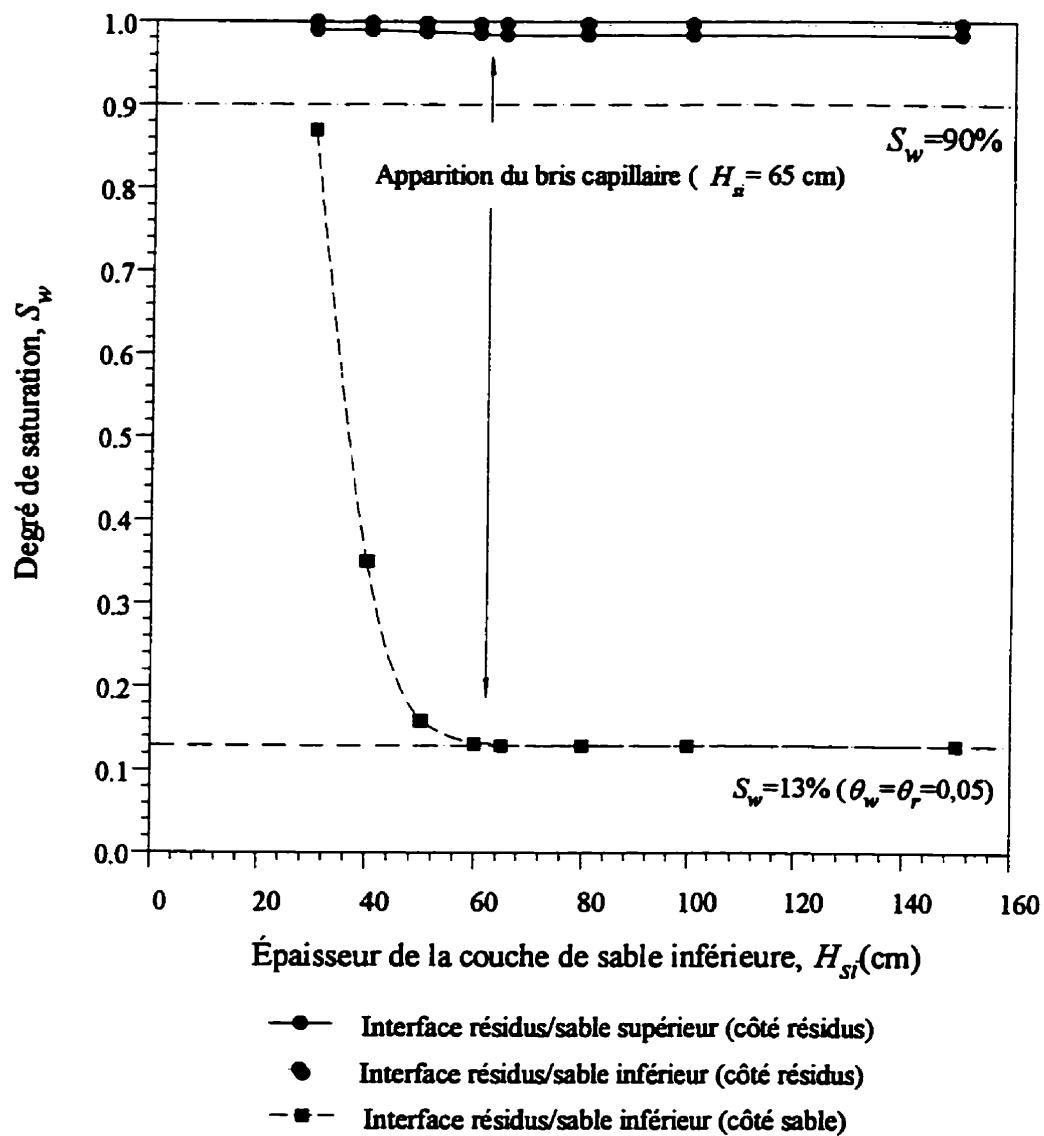


Figure 6.21 Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=60$ cm.

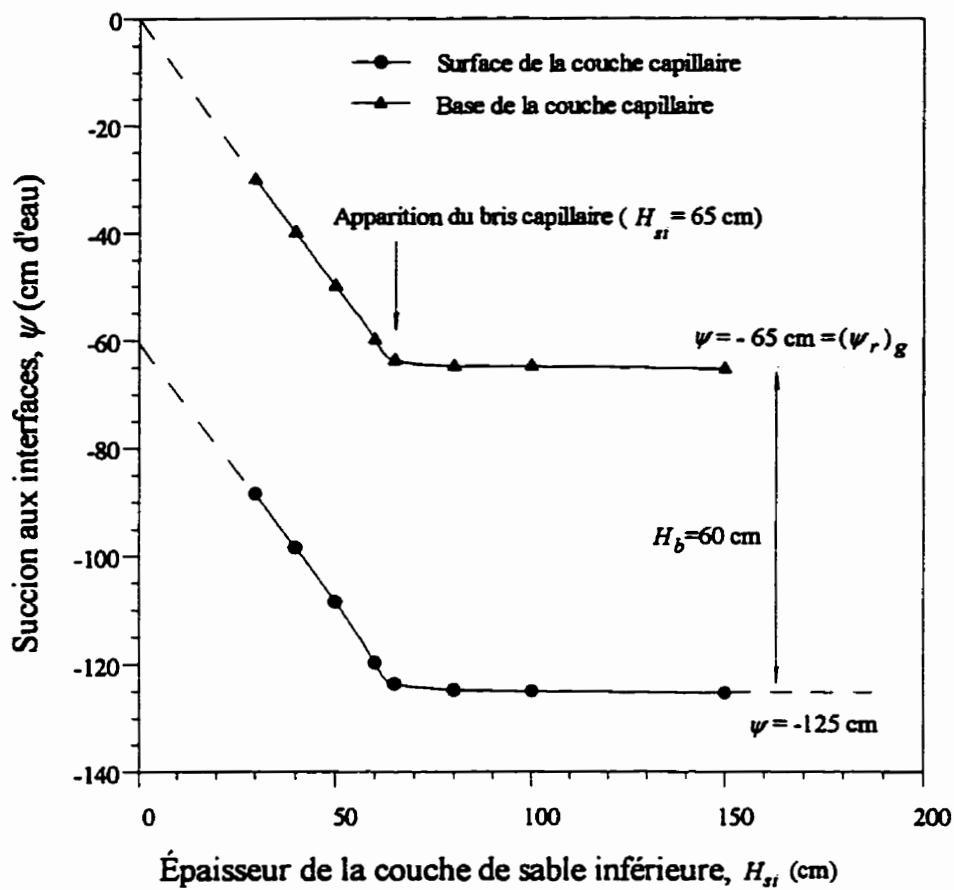


Figure 6.22 Suction aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=60$ cm.

b) couche capillaire d'épaisseur 40 cm et nappe à la base du système de recouvrement

Dans ce cas, on refait les mêmes simulations que dans le cas (a), mais avec une épaisseur de la couche capillaire plus faible (40 cm au lieu de 60 cm). Les résultats obtenus sont montrés dans les figures (6.23) à (6.28) et sont quasiment identiques à ceux obtenus pour $H_b=60$ cm. Rappelons qu'une des colonnes de contrôle (colonne C3b) comporte une couverture dont l'épaisseur de la couche capillaire est 40 cm. Les effets d'une variation de l'épaisseur de la couche capillaire sur le comportement de la couverture sont étudiés au paragraphe suivant.

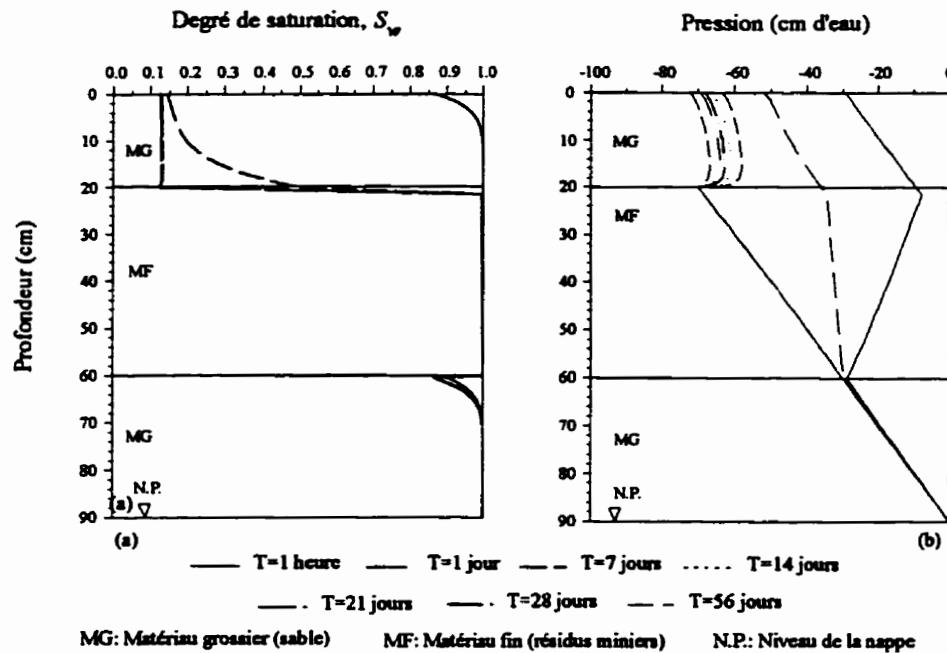


Figure 6.23 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 30 cm ($H_b = 40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression

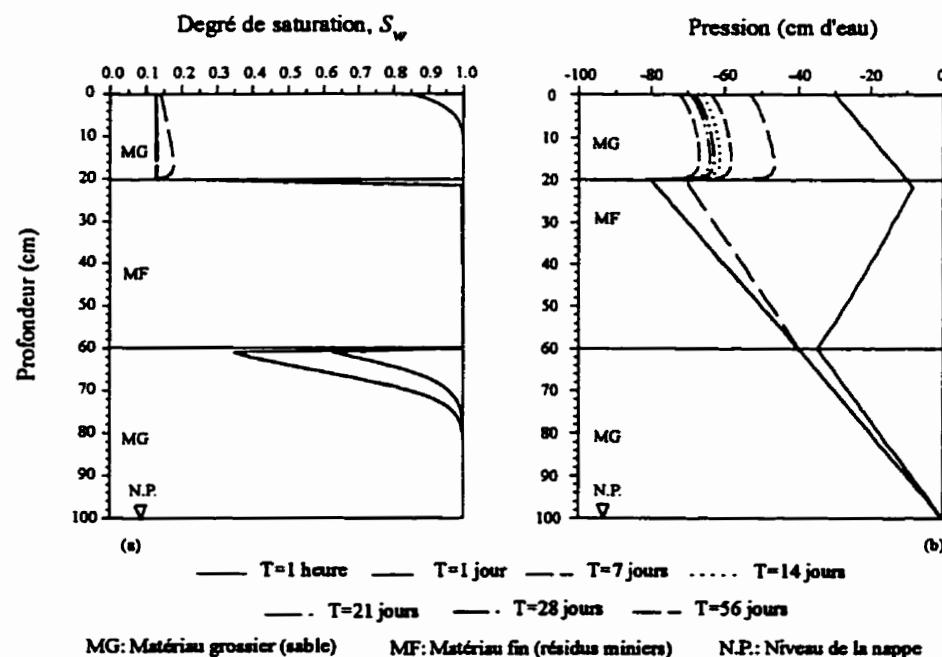


Figure 6.24 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 40 cm ($H_b = 40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression

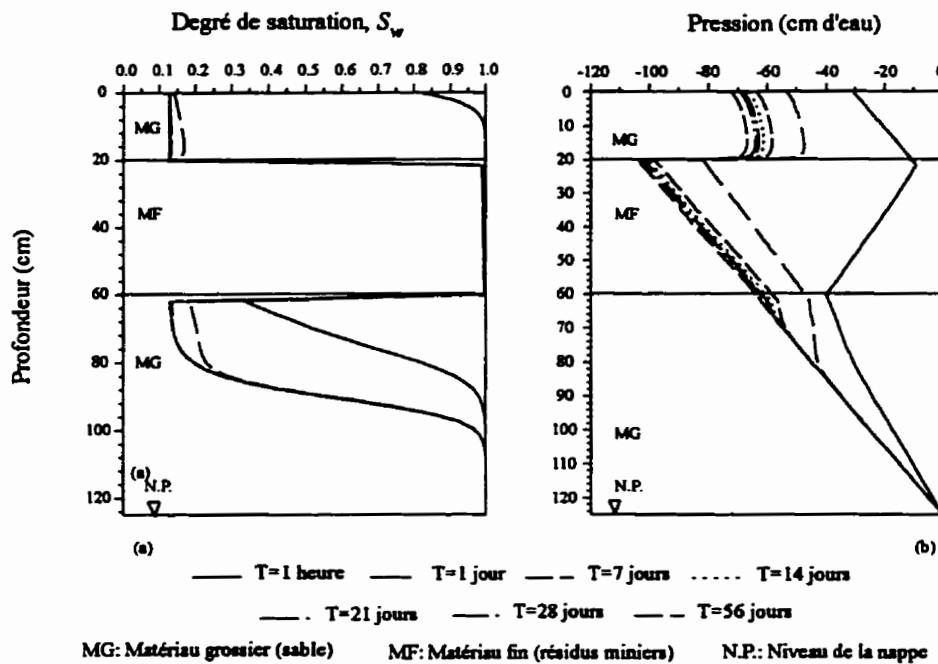


Figure 6.25 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 65 cm ($H_b=40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression

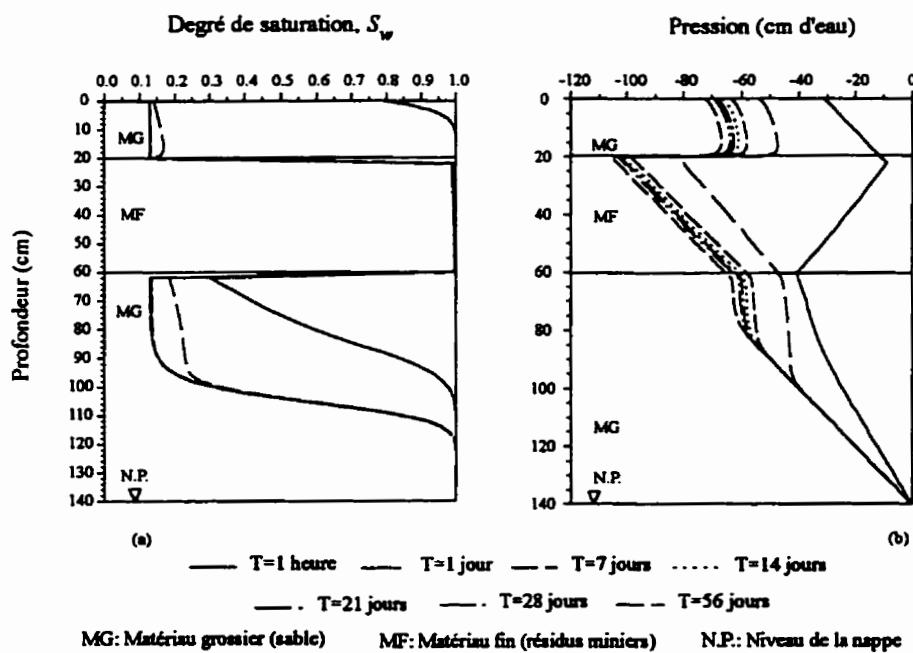


Figure 6.26 Système de recouvrement avec couche de sable inférieure d'épaisseur 80 cm ($H_b=40$ cm), (a) profils de saturation et (b) de pression

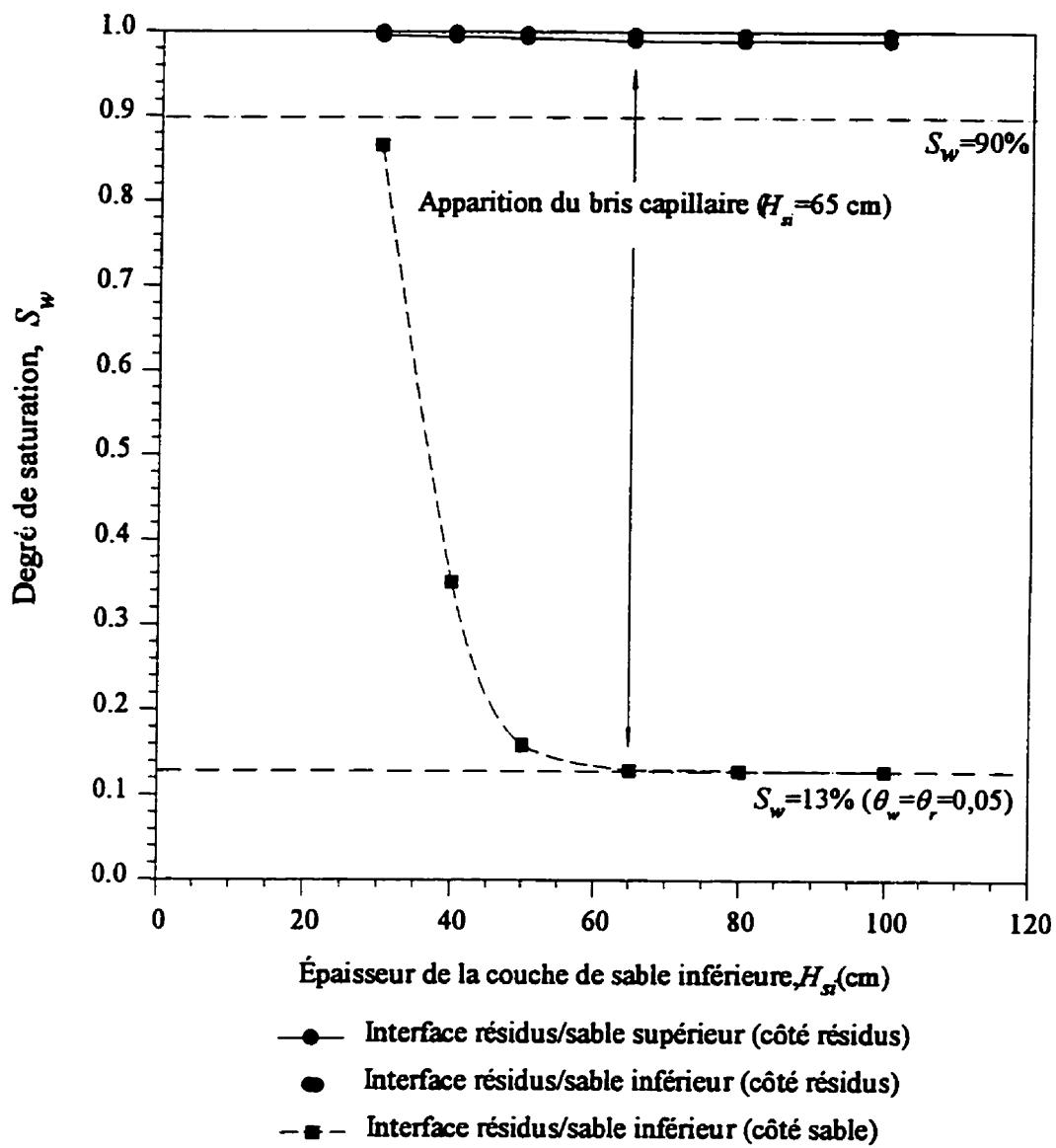


Figure 6.27 Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=40$ cm.

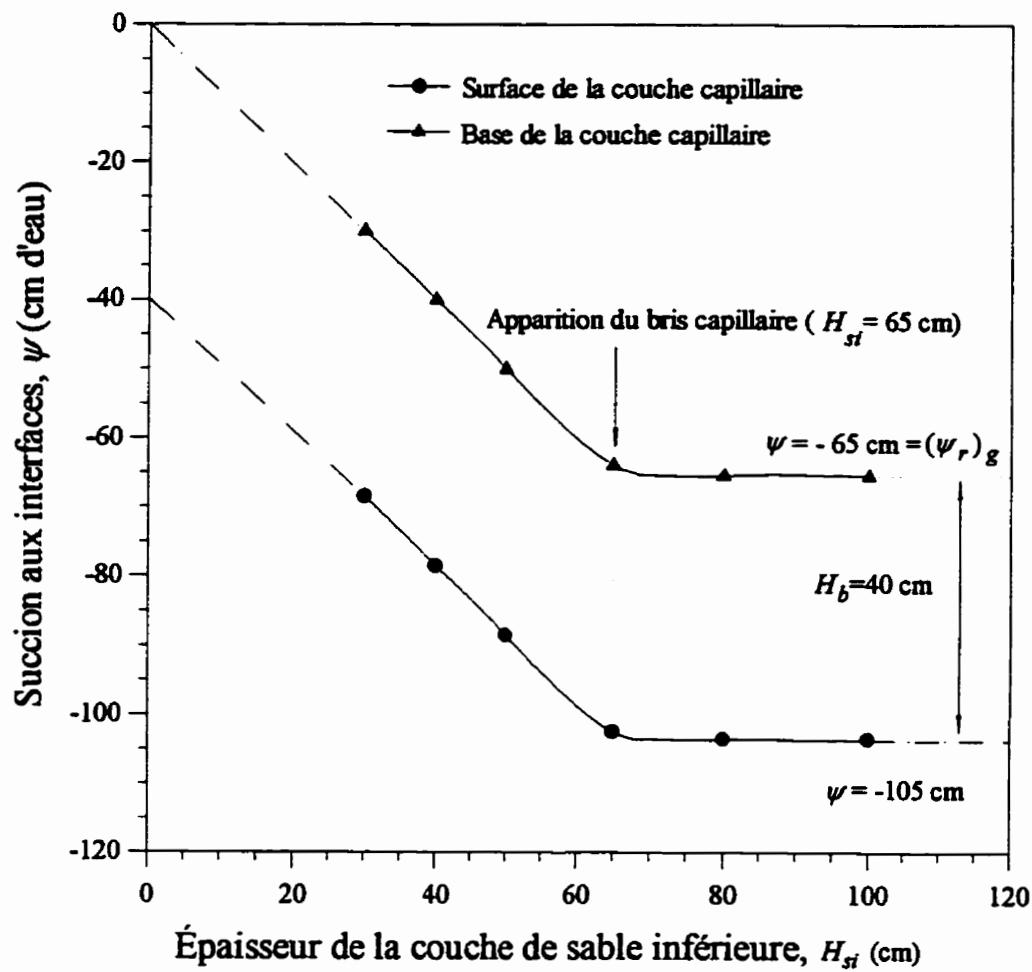


Figure 6.28 Suction aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=40$ cm.

6.2.2 Influence de l'épaisseur de la couche capillaire

Suite aux résultats des simulations précédentes, nous retenons que pour avoir un bris capillaire dans le cas où la nappe se trouve à la base de la couverture, il faudrait que la couche de sable inférieure ait une épaisseur au moins égale à $|\psi_r|$ du sable. Dans notre cas, cette épaisseur est de 65 cm, compte tenu des caractéristiques hydriques du sable que nous avons utilisé. La meilleure situation se présenterait lorsque le niveau de la nappe se trouve loin en dessous de la couche de sable inférieure, ce qui permettrait de diminuer l'épaisseur de cette couche et d'économiser du matériau. Dans la suite, nous allons donc fixer l'épaisseur de cette couche à 30 cm (valeur minimale imposée par le critère de filtre vis-à-vis de la couche de matériau fin), en supposant la nappe loin, et faire varier l'épaisseur de la couche capillaire (matériau fin). Les résultats des simulations sont présentés dans les figures (6.29) à (6.38). Les deux couches de sable se drainent rapidement et la pression dans la couverture devient négative dès la première heure du drainage. Après le premier jour, les profils de saturation se stabilisent et ceux de succion suivent la pente hydrostatique. Le degré de saturation à la surface de la couche capillaire demeure supérieur à 90%, et ceci tant que l'épaisseur (H_b) de cette couche ne dépasse pas 250 cm (figure 6.35). Pour $H_b=300$ cm par exemple, le degré de saturation (S_w) est inférieur à 90% sur une profondeur de 65 cm à partir de la surface de la couche capillaire, après 56 jours de drainage sans apport d'eau (figure 6.34). L'assèchement de la surface de cette couche peut engendrer des fissurations, et donc des cheminements préférentiels d'eau et d'oxygène. La figure (6.36) montre que la succion correspondant à l'AEV du matériau fin, $(\psi_a)_f$, est atteinte pour $H_b=205$ cm. Cette dernière valeur est conforme avec la relation (3.35), donnée au chapitre 3, qui donne comme épaisseur maximale saturée de la couche capillaire : $(H_b)_{max}=|(\psi_a)_f|-|(\psi_r)_g|=200$ cm. Ceci est bien mis en évidence par la représentation adimensionnelle faite à la figure (6.37) qui montre une pente très proche de 1 ($\lambda=0,98$). À partir de $H_b=205$ cm, le volume d'eau recueilli à la base de la couverture augmente de façon

importante (figure 6.38). On constate aussi que le volume d'eau drainé cumulé est presque le même pour les différentes épaisseurs H_b inférieures à 1 m.

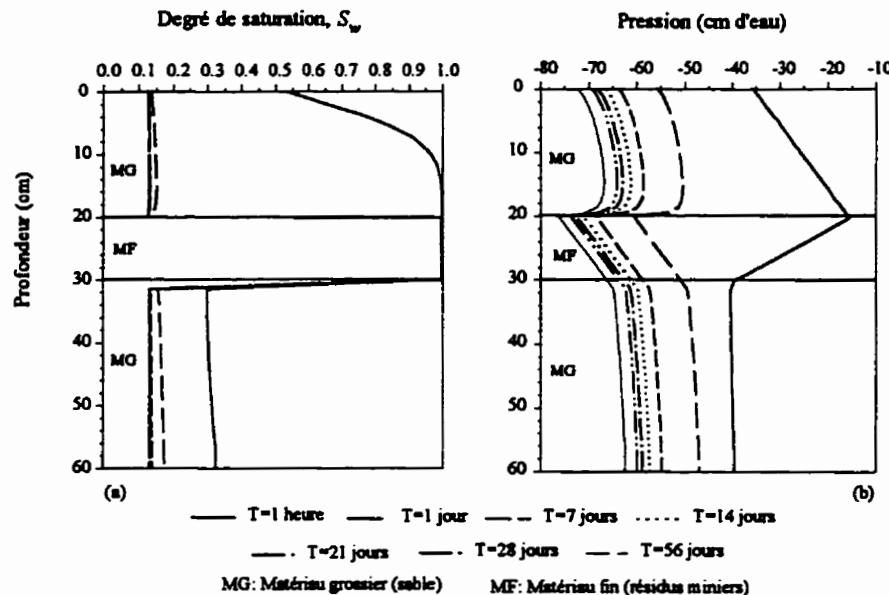


Figure 6.29 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 10 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression

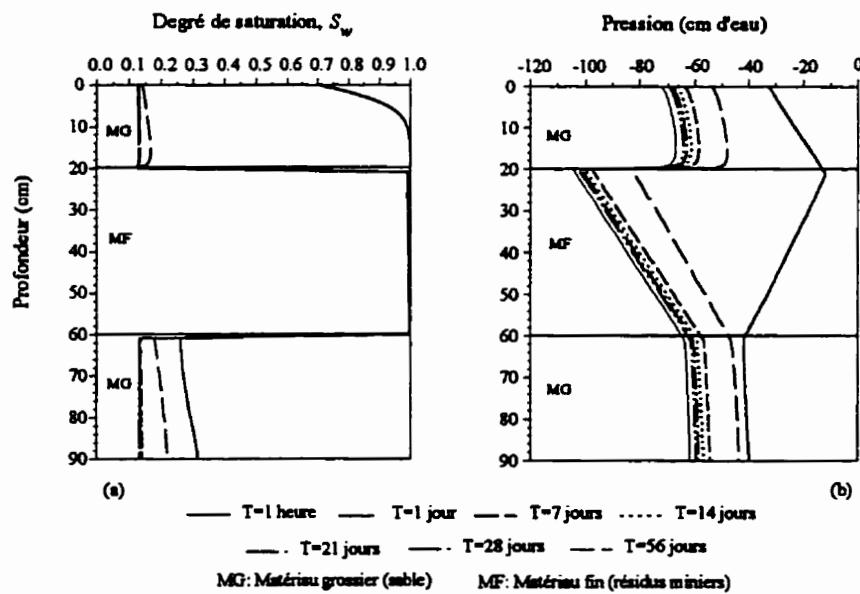


Figure 6.30 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 40 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression

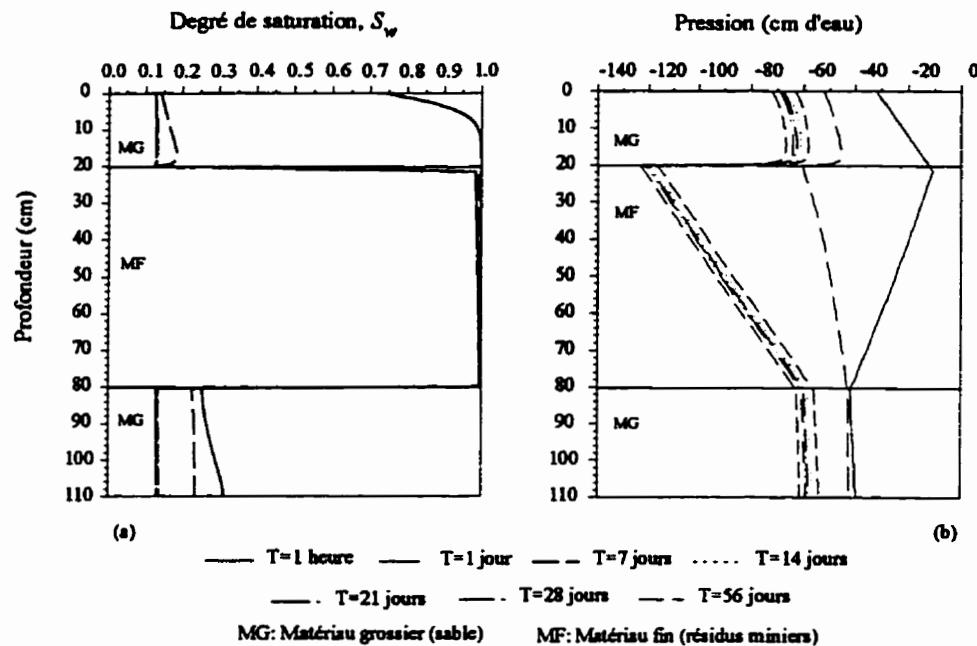


Figure 6.31 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 60 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression

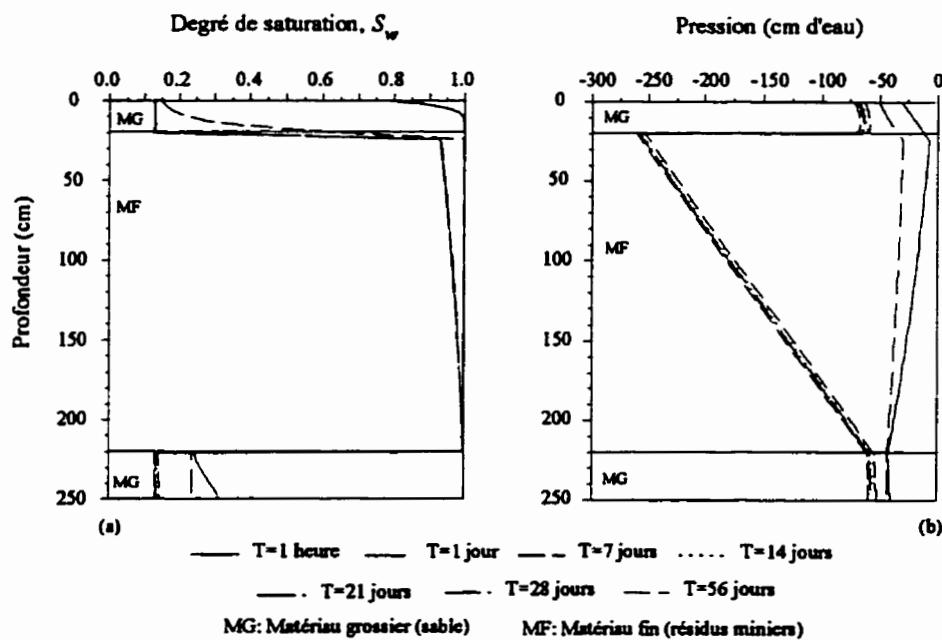


Figure 6.32 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 200 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression

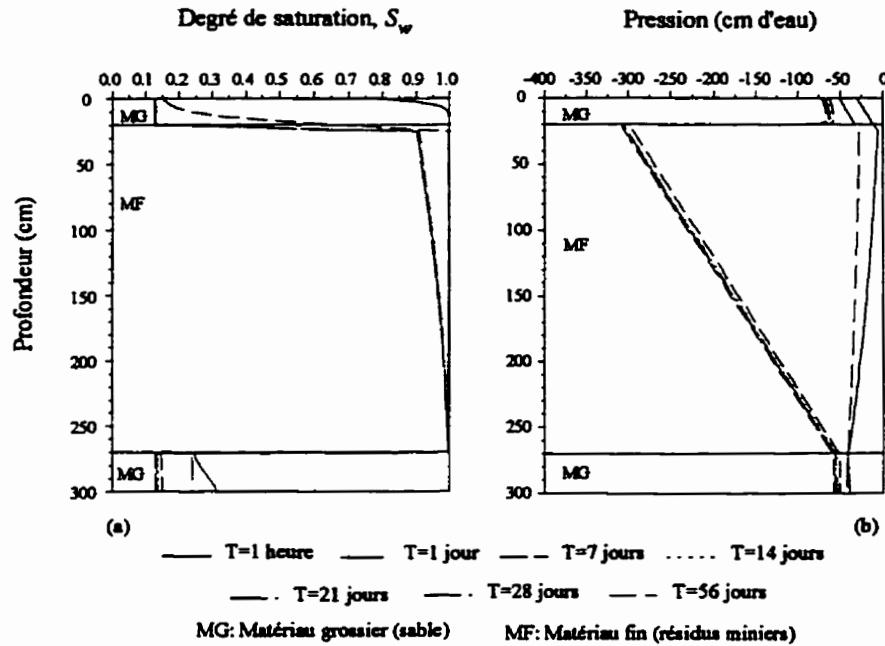


Figure 6.33 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 250 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression

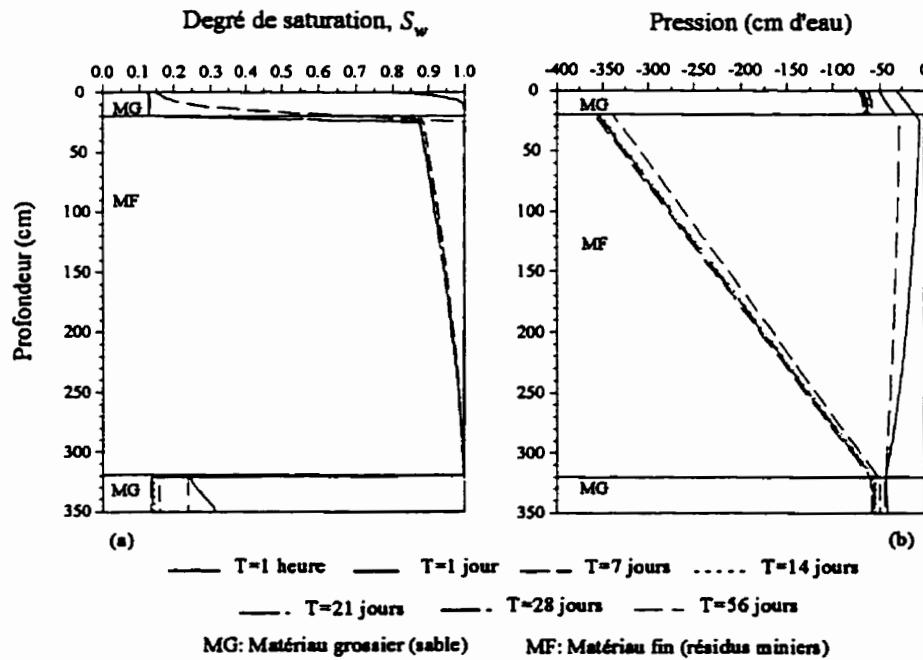


Figure 6.34 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 300 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression

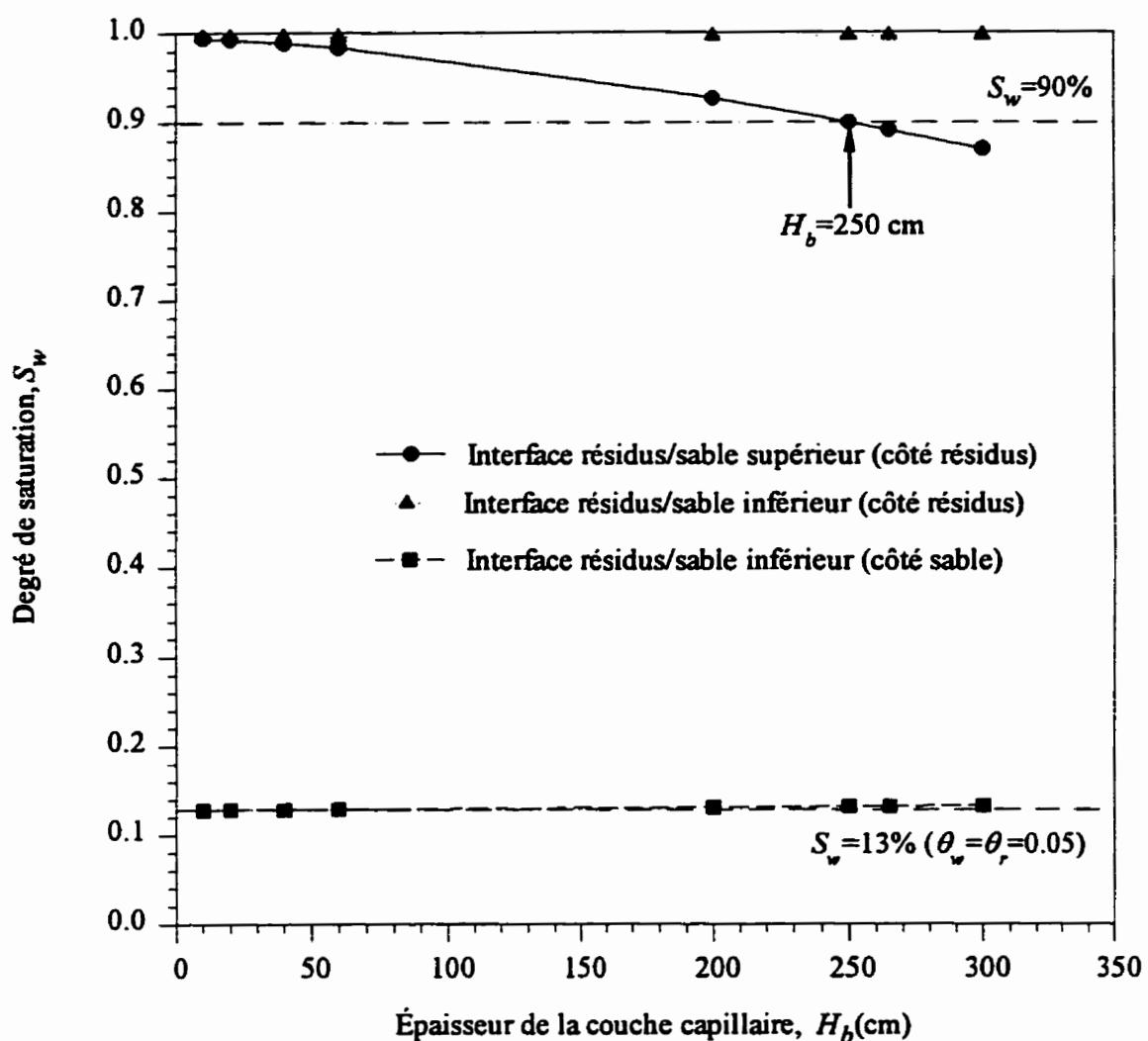


Figure 6.35 Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau)

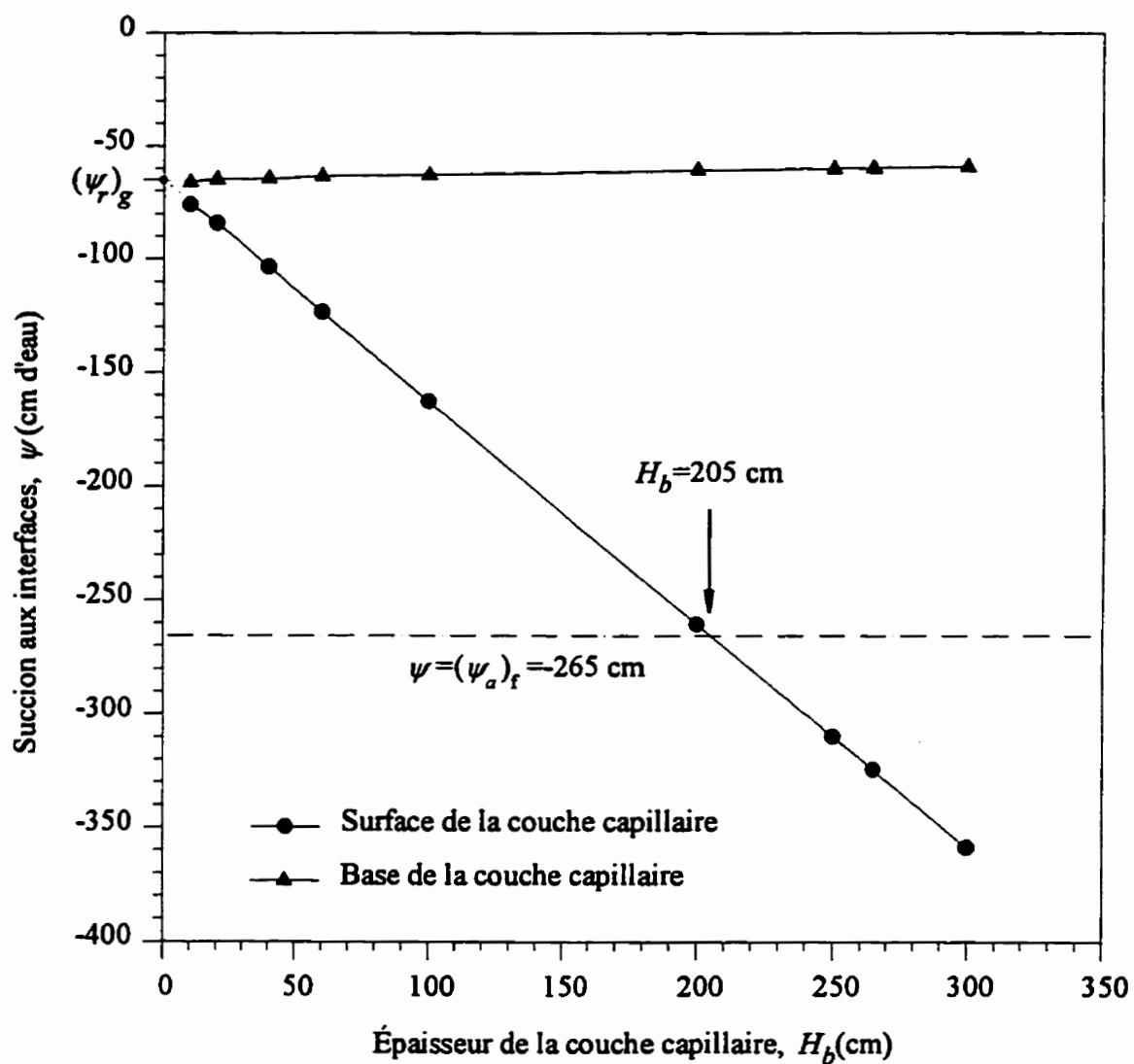


Figure 6.36 Suction aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau)

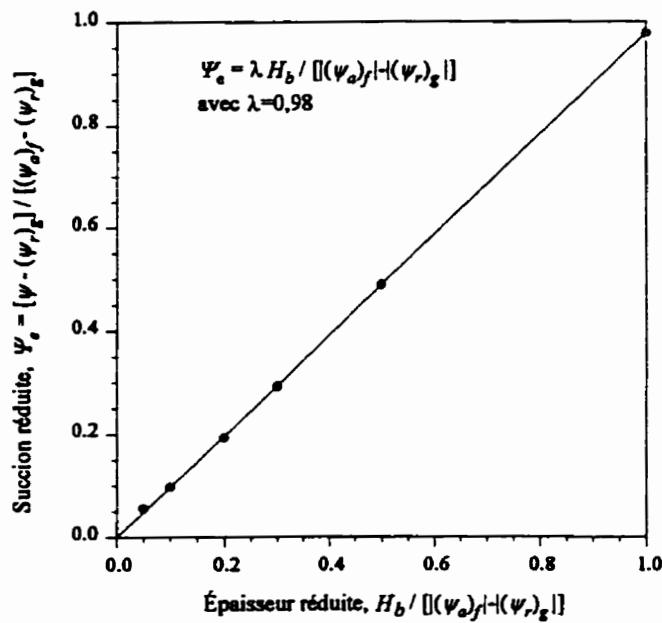


Figure 6.37 Suction réduite à la surface de la couche capillaire en fonction de l'épaisseur réduite de celle-ci, avec nappe loin en dessous (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau)

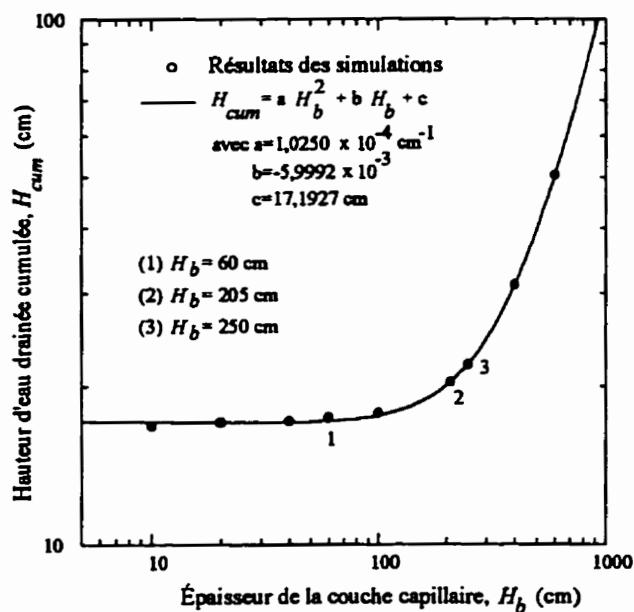


Figure 6.38 Hauteur d'eau drainée cumulée à la base de la couverture en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau)

En conclusion à ce paragraphe, on peut dire qu'un système de recouvrement dont l'épaisseur de la couche capillaire ne dépasse pas 1,00 m serait théoriquement très efficace, en supposant que la couche sous-jacente remplit bien son rôle d'évacuation de l'eau de percolation. Dans le cas où la nappe est loin, une épaisseur de 30 cm pour la couche de sable inférieure est suffisante pour que le système de recouvrement joue bien son rôle de barrière capillaire. Si le niveau de la nappe se trouve à la base de la couverture, la couche de sable inférieure doit avoir une épaisseur au moins égale à son $|\psi_r|$ (valeur absolue de la succion dans le sable correspondant à la teneur en eau résiduelle). La configuration retenue suite à nos simulations numériques confirme bien le choix effectué préalablement pour nos expériences (voir chapitre 5), c'est à dire 20 cm pour la couche de sable supérieure, 30 cm pour la couche de sable inférieure et 60 cm pour la couche de matériau fin (couche capillaire) ; les profils théoriques de saturation et de pression correspondant sont ceux représentés à la figure (6.31). L'efficacité d'un tel système de recouvrement est testée par des essais en colonnes de contrôle et les résultats sont présentés dans la section suivante.

6.3 Colonnes de contrôle et de référence

Dans cette section, nous allons discuter les résultats des mesures qui ont porté sur le pH, le Eh, la conductivité électrique et les teneurs en sulfates et en métaux dissous du lixiviat récupéré au bas des colonnes de contrôle et de référence pour chaque cycle d'essais. Avant ceci, il est utile de préciser certaines terminologies utilisées pour se référer aux colonnes de contrôle selon le site du matériau constituant la barrière capillaire du système de recouvrement (voir chapitre 5). Pour ceci, nous dressons le tableau (6.3) ci-dessous. La configuration du système de recouvrement a déjà été donnée au chapitre 5 (voir aussi photo 5.1).

Tableau 6.3 Matériaux constituant la couche capillaire de la couverture

Colonnes	C1 et CD1	C2 et CD2	C3 et CD3	C4 et CD4
Site	Bevcon (BE)	Sigma (SI)	Senator (SE)	Manitou-Barvu (MB)

C=Colonne de contrôle instrumentée avec TDR et thermocouple,

CD=Colonne de contrôle double non instrumentée

Les colonnes de référence contenant les résidus sulfureux Solbec-Cupra (SC), sans couverture, sont CR1 et CR2. Une autre colonne de référence CR3 a été rajoutée 8 mois après le début des essais ; elle sert de référence pour la nouvelle colonne de contrôle C3b qui a remplacé la colonne C3 au cours des essais (voir annexe III). Les résidus de la colonne CR1 ont été prélevés sur le site Solbec-Cupra à l'été 1992 (comme pour les colonnes C1, CD1, C3 et CD3), tandis que ceux des colonnes CR2 et CR3 proviennent de l'échantillonnage fait à l'été 1993 (pareil pour les colonnes C2, CD2, C3b, C4 et CD4).

Nous allons d'abord examiner le comportement hydrique des colonnes de contrôle. Pour cela, nous présentons comme exemple les résultats obtenus sur la colonne C1 (colonne instrumentée). La figure (6.39) montre les variations du degré de saturation S_w , en fonction du temps, pour les 3 couches du système de recouvrement de la colonne de contrôle C1. Comme on peut le constater sur la figure, la couche de matériau fin (résidus miniers non réactifs) demeure presque saturée durant les 28 jours de drainage, tandis que les couches confinantes (couches de sable) se drainent progressivement jusqu'à une valeur de S_w proche de celle de la saturation résiduelle ; ceci grâce au concept de barrière capillaire développé au paragraphe 3.3.1 (voir chapitre 3). On constate aussi que, une fois désaturée, la couche inférieure conserve une faible teneur en eau malgré le rajout d'eau en surface (10 cm d'eau) au début de chaque cycle; ceci parce que le taux restreint de l'écoulement à travers la couche moins perméable de dessus ne peut

soutenir l'écoulement à conductivité hydraulique à saturation de la couche de sable en dessous (voir aussi chapitre 3). Les valeurs calculées à l'aide du modèle HYDRUS (voir paragraphe 6.1 de ce chapitre) confirment aussi ces résultats (figure 6.39).

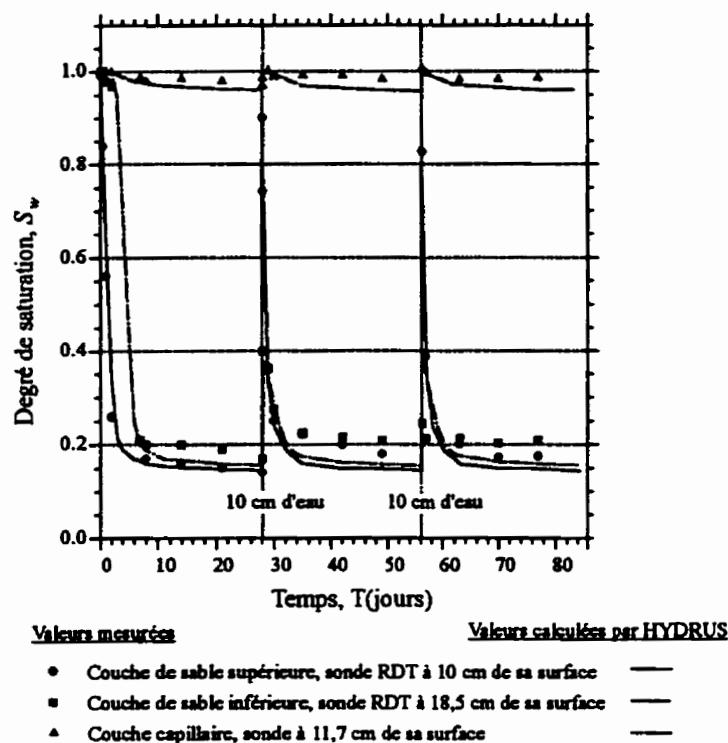


Figure 6.39 Variation du degré de saturation en fonction du temps pour les différentes couches de la couverture de la colonne de contrôle C1

Notre analyse va maintenant se restreindre à la comparaison des résultats obtenus sur la colonne de référence CR1 (résidus sans couverture) et la colonne de contrôle CD1 (résidus avec couverture), puis nous terminons cette section avec les autres résultats obtenus sur la colonne C1. L'interprétation reste la même pour les autres colonnes dont les résultats sont présentés dans l'annexe III.

La figure (6.40) montre les quantités d'eau rajoutées et drainées pour les colonnes CD1 (colonne de contrôle) et CR1 (colonne de référence). Pour la colonne CD1, la première quantité d'eau recueillie provient uniquement d'un drainage interne de la colonne de

milieu poreux, ce qui explique la valeur faible de départ; les 10 cm d'eau (soit 1,819 kg) n'ont été rajoutés qu'à la fin du premier cycle de drainage (après les premiers 28 jours), comme cela a été déjà discuté au paragraphe 5.3.1.1 du chapitre 5. Ceci est pareil pour toutes les autres colonnes de contrôle. Comme on peut le noter, la masse d'eau drainée à partir de la colonne de contrôle CD1 varie peu par rapport à la masse d'eau rajoutée, contrairement à la colonne de référence CR1 où l'écart augmente avec le temps à cause de l'oxydation des résidus sulfureux. La formation de précipités suite à cette oxydation réduit la conductivité hydraulique des résidus. L'infiltration d'eau se fait donc de plus en plus lentement et la masse d'eau rajoutée se trouve ainsi plus longuement exposée aux effets de l'évaporation, d'où une diminution de la masse d'eau recueillie à la sortie, en bas de la colonne. Rappelons que la température ambiante variait entre 20 et 25°C durant toute la période des essais. Il en est de même pour la température donnée par les thermocouples dans les résidus réactifs (SC). L'absence d'un système d'aquisition automatique des mesures de température ne nous a pas permis de détecter les moments des réactions d'oxydation des résidus sulfureux qui se sont oxydés au cours des essais ; la réaction d'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et en sulfate ferreux est exothermique.

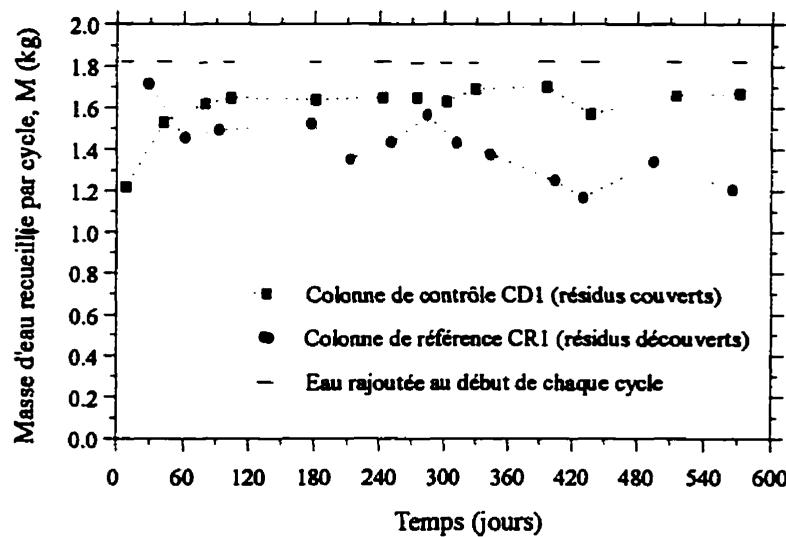


Figure 6.40 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base des colonnes

Comme on peut le voir sur la figure (6.41), le pH du lixiviat de la colonne de référence CR1 baisse rapidement après le premier cycle de drainage et descend en bas de 2,0 au bout de 210 jours environ, tandis que le Eh (potentiel d'oxydoréduction) croît de 0 mV (conditions de réduction) à des valeurs entre 250 et 550 mV (conditions d'oxydation), comme le montre la figure (6.43). Sur cette figure, les points correspondant au même cycle de lessivage sont reliés entre eux par des traits continus. Les équations des diverses réactions chimiques ont été données au chapitre 1. La figure (6.41) met aussi en évidence les deux mécanismes d'oxydation de la pyrite: (1) oxydation chimique en présence de l'oxygène et (2) oxydation biologique par la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* dont l'activité est optimale autour d'un pH 3 (voir chapitre 1), c'est à dire après 90 jours d'essais (3 cycles de lessivage). Les concentrations en sulfates et en fer total augmentent subséquemment jusqu'au 210ème jour après lequel elles commencent à baisser. Cette baisse est due probablement à la formation du précipité jaunâtre visible à travers la paroi transparente de la colonne en Plexiglas. Ce précipité enveloppe les particules pyriteuses, ce qui réduit la surface de la pyrite exposée à l'oxydation. Une étude utilisant la diffraction des rayons X a montré ultérieurement qu'il s'agissait de la jarosite (Bernier, 1996b). Le calcul des paramètres de la maille élémentaire évalue sa composition à environ 75% K-jarosite et 25% H₃O-jarosite.

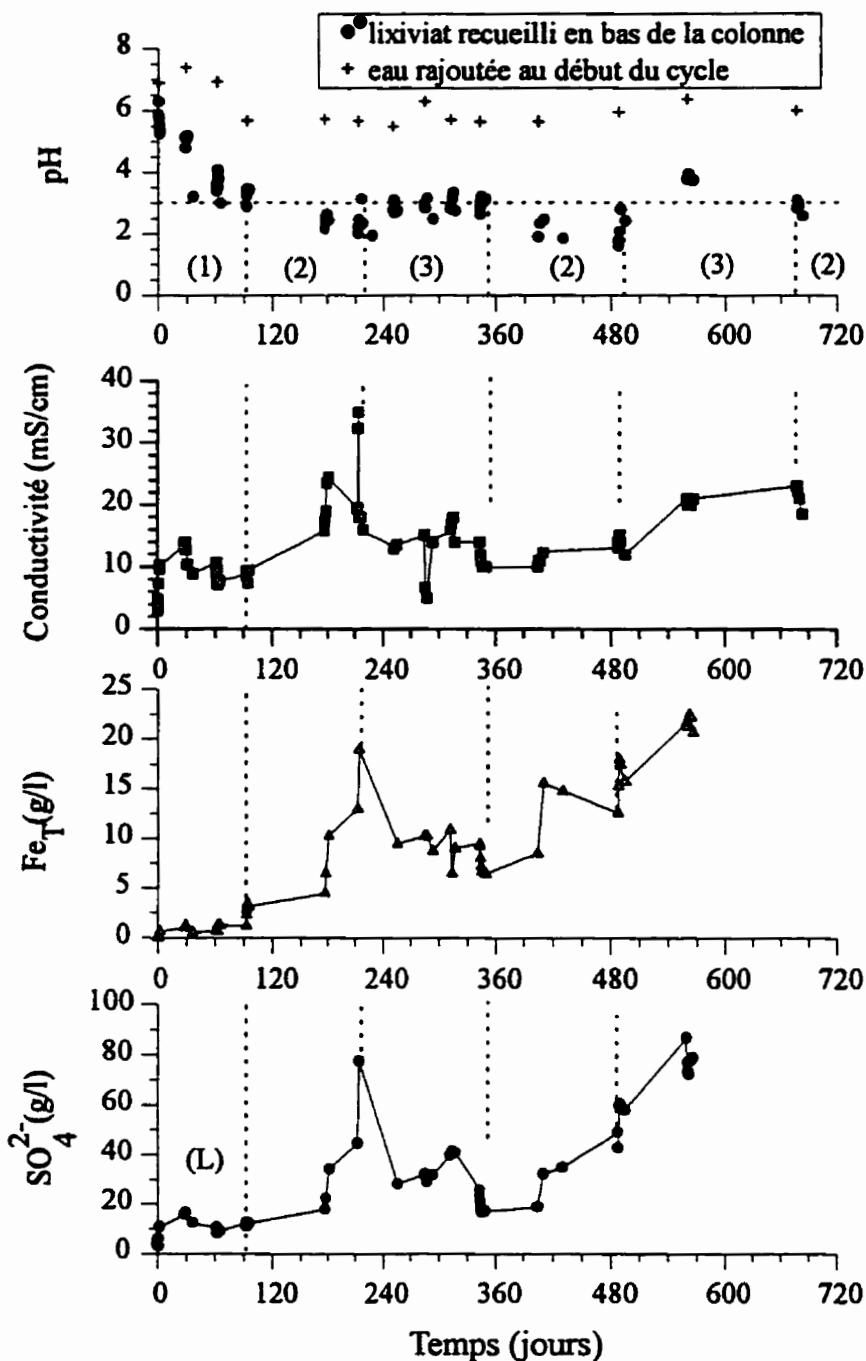


Figure 6.41 Colonne de référence CR1 (résidus non couverts)

(1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite

(L) : premier largage dû à une oxydation antérieure

L'effet de la jarosite sur le taux d'oxydation des sulfures est remarquable sur la figure (6.41) (phase 3), entre le 210ème et le 360ème jour. Le pH augmente de nouveau et se stabilise autour de 3, tandis que les concentrations en sulfates et en fer total diminuent. Lorsque la jarosite est partiellement lessivée (lixiviat recueilli de couleur jaunâtre), l'activité bactérienne reprend et le pH recommence à baisser de nouveau, pendant que les teneurs en fer total et en sulfates augmentent. Le même processus recommence alors et tend à continuer ainsi, périodiquement, jusqu'à ce que toute la pyrite soit consommée. Notons qu'il a été conclu par Miller (1979) que même en l'absence d'une oxydation de la pyrite, les résidus renfermant de la jarosite et de l'hydroxyde ferrique demeureront acidiques avec un pH de 3,2 environ, jusqu'à ce que toute la jarosite soit entièrement enlevée par l'eau de lessivage. L'équation de la réaction correspondante est la suivante (Jeffery et al., 1988) :



Pour la colonne de contrôle CD1, le pH du lixiviat varie peu autour d'une valeur moyenne de 5,6 (figure 6.42) et le Eh reste proche des valeurs mesurées pour l'eau de lessivage (figure 6.44). Pour la figure (6.42), nous avons utilisé les mêmes échelles que dans la figure (6.41) pour faciliter la comparaison entre les différents graphiques. Comme on peut le remarquer sur les figures (6.41) et (6.42), un premier largage (L) de fer et de sulfates a lieu au cours des 90 premiers jours (3 premiers cycles), aussi bien pour la colonne de référence CR1 que pour la colonne de contrôle CD1. Ceci est le cas pour toutes les colonnes, comme on le verra plus loin. Il en est de même pour le zinc (figure 6.46). Ce premier largage provient d'une oxydation antérieure, avant la mise en colonnes des résidus sulfureux et leur saturation. Comme on peut le noter aussi, le pic correspondant indique presque la même quantité de métaux (Fe et Zn) et de sulfates pour les deux types de colonnes.

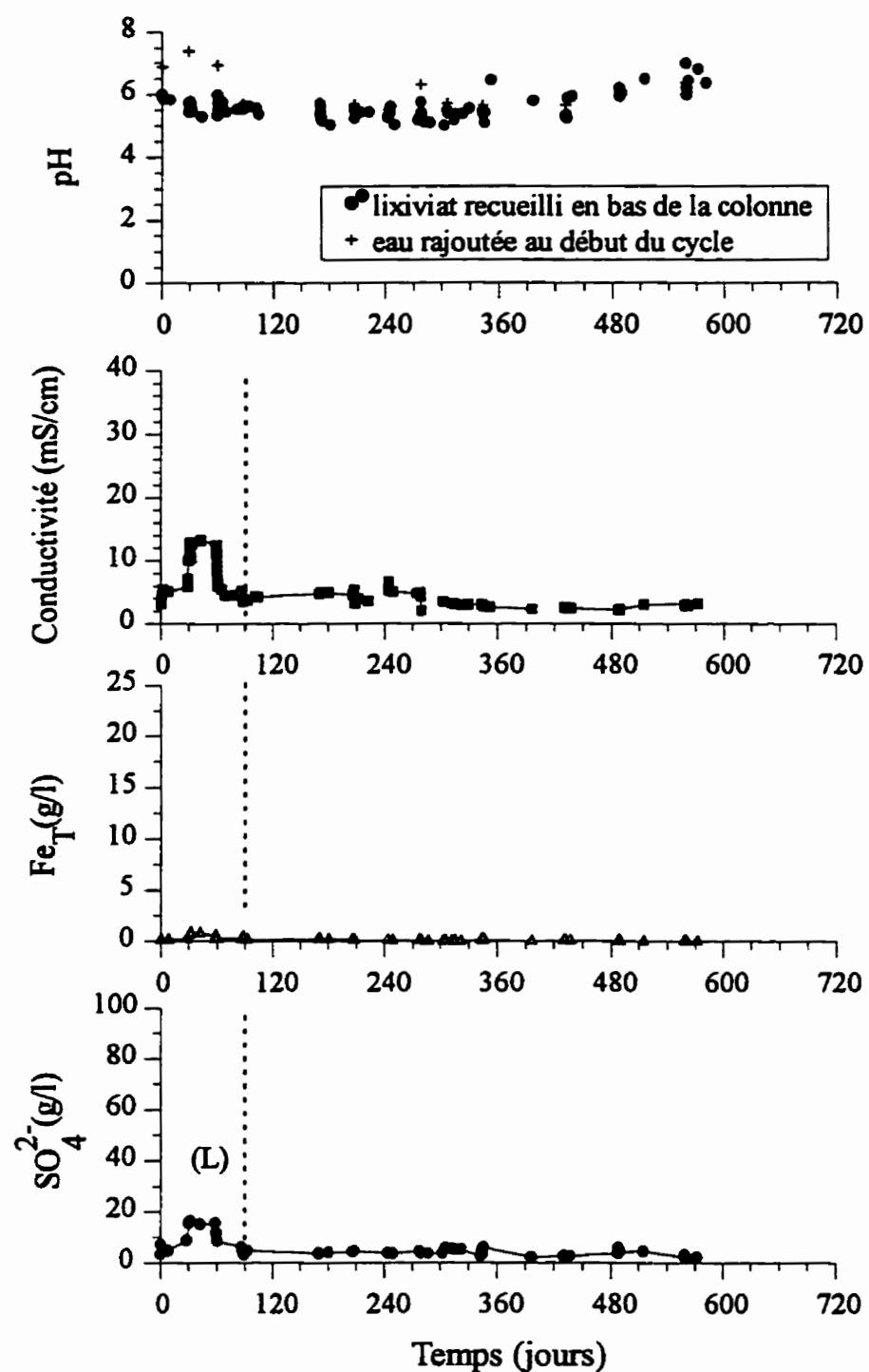


Figure 6.42 Colonne de contrôle CD1 (résidus couverts)

(L) : premier largage dû à une oxydation antérieure

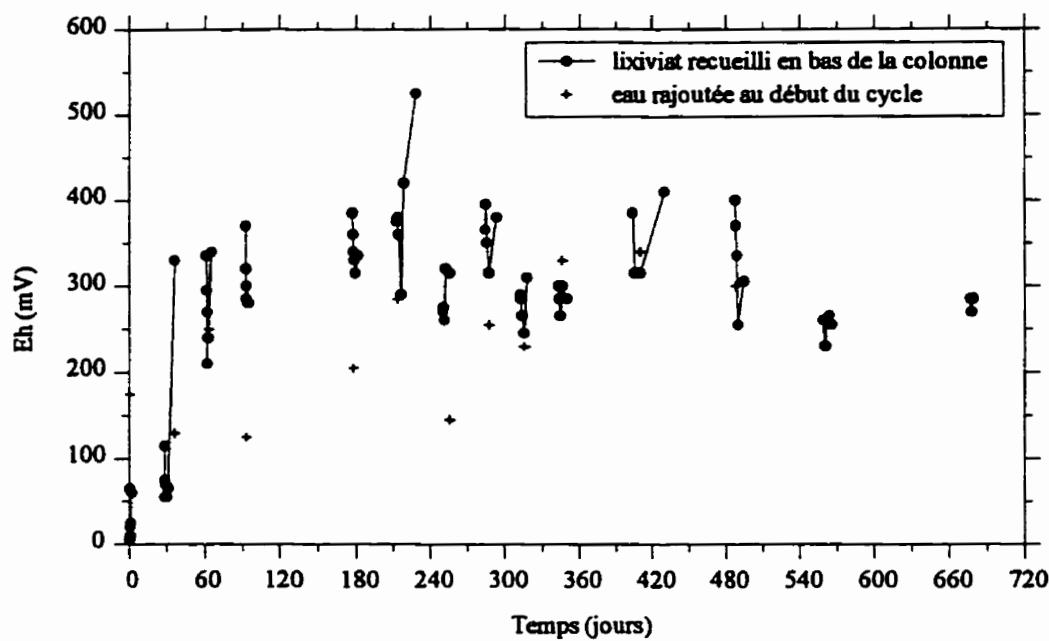


Figure 6.43 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR1).
Les zones sans traits signifient pas de lixiviat.

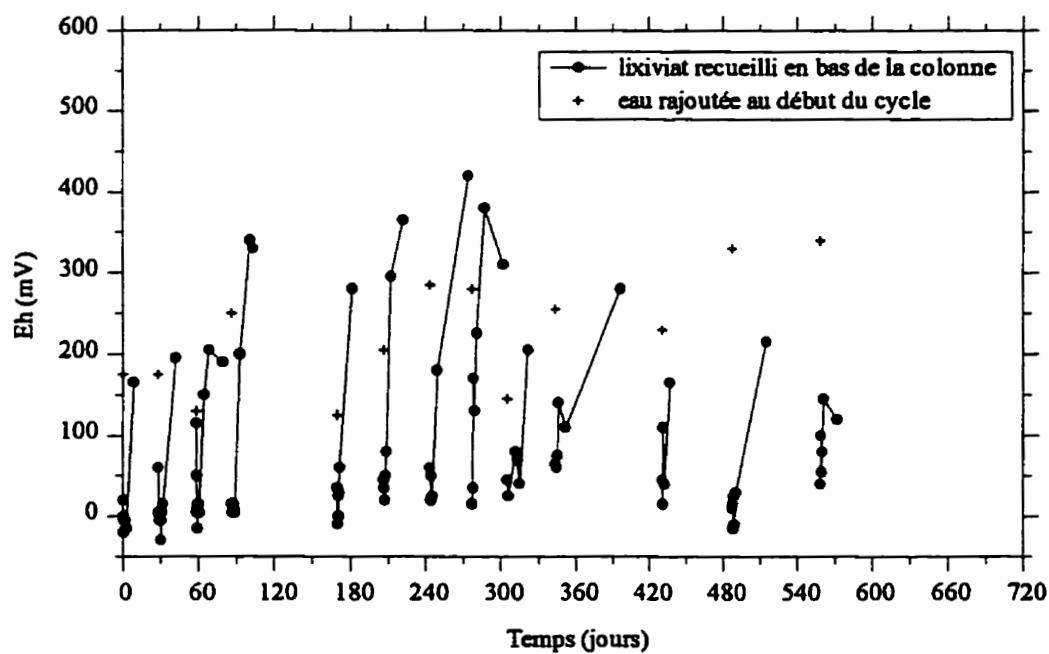


Figure 6.44 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle CD1)
Les zones sans traits signifient pas de lixiviat.

Les analyses de métaux dissous et de sulfates indiquent un taux d'oxydation des sulfures très élevé pour les colonnes de référence. Le niveau de sulfates est nettement plus grand que dans les colonnes de contrôle. Après 570 jours (19 mois) d'essais, la quantité totale de sulfates libérée par la colonne de référence CR1 atteint environ 7 fois celle obtenue pour la colonne de contrôle CD1 (figure 6.45). Également, des niveaux élevés de fer (22500 mg/l), de zinc (2500 mg/l) et de cuivre (17,8 mg/l) sont atteints dans la colonne de référence CR1 (figures 6.41, 6.46 et 6.47). Pour la colonne de contrôle CD1, les valeurs mesurées les plus élevées sont, si l'on ne tient pas compte de l'oxydation antérieure (L), de 215 mg/l pour le fer, de 67 mg/l pour le zinc et de 0,39 mg/l pour le cuivre (figures 6.42, 6.46 et 6.47). On note d'ailleurs une bonne corrélation entre les teneurs en fer total et en sulfates (figures 6.41, 6.42 et 6.48). La conductivité électrique suit également la même tendance (figures 6.41 et 6.42).

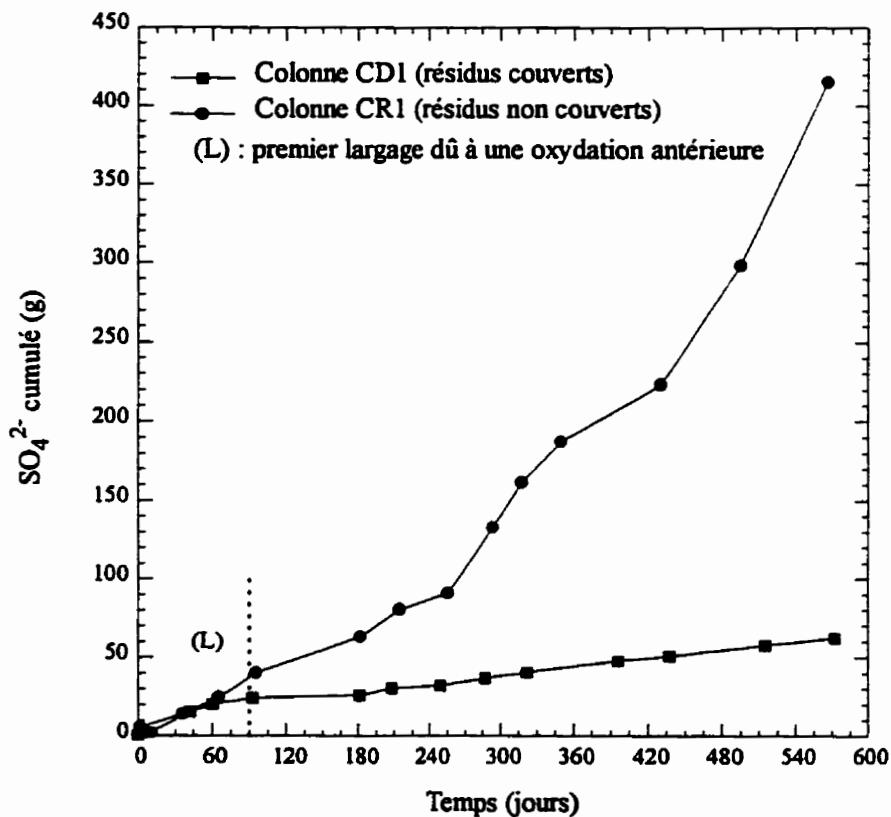


Figure 6.45 Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps

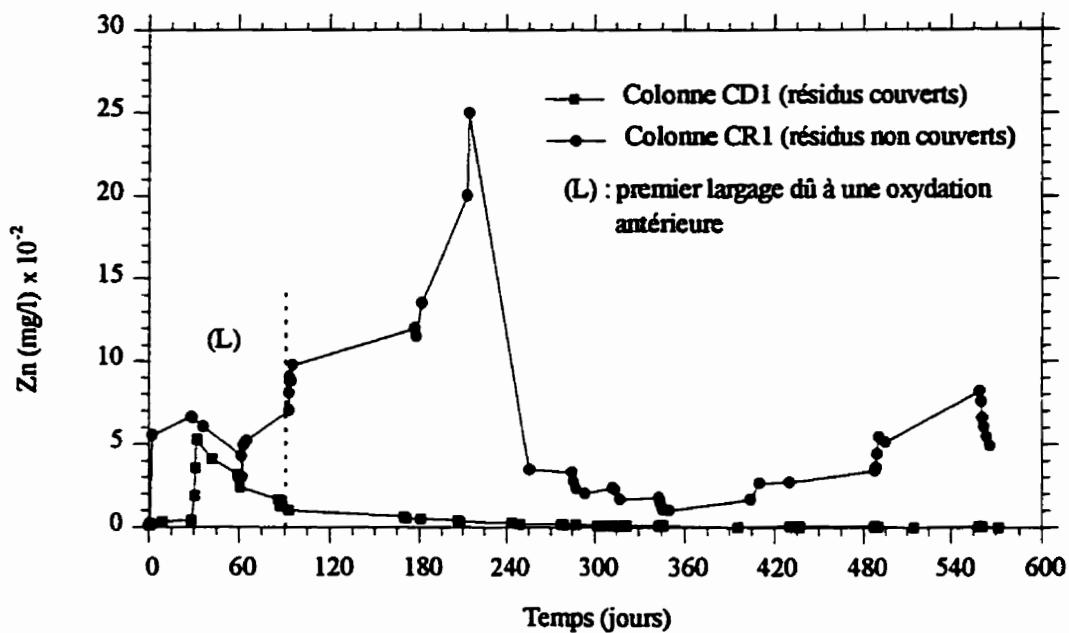


Figure 6.46 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps

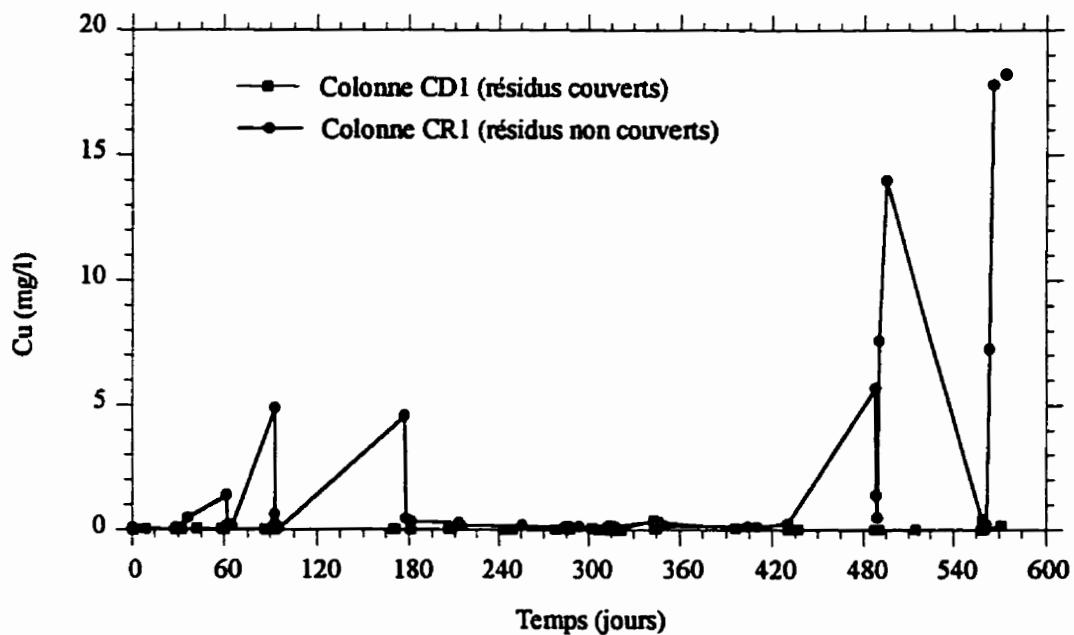


Figure 6.47 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps

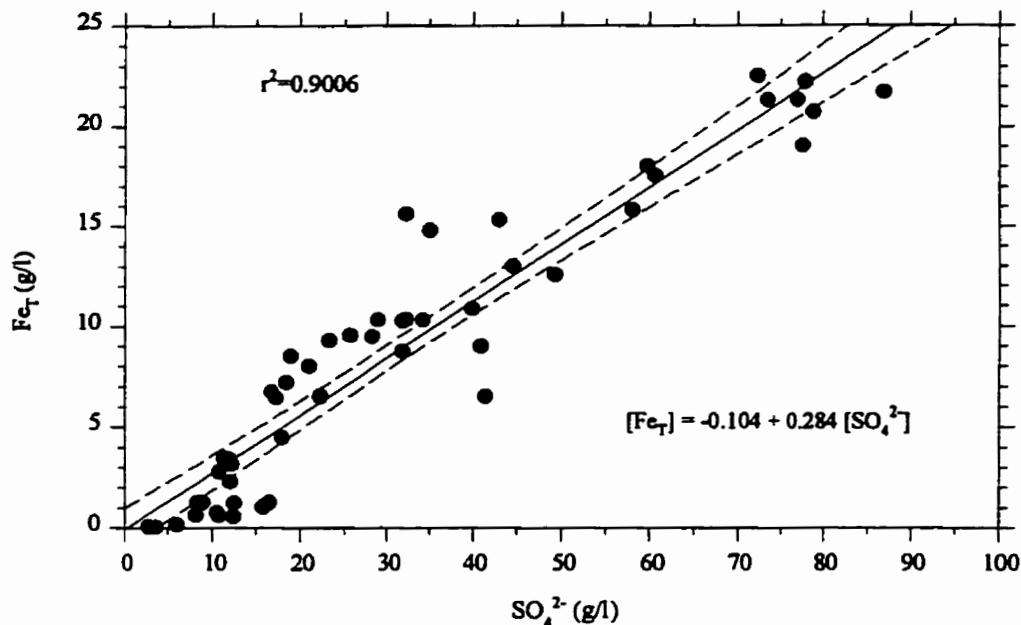


Figure 6.48 Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates (colonne CR1)

La figure (6.47) montre que, apparemment, le cuivre n'est pas corrélé au zinc, au fer et aux sulfates. Nous avons alors construit la représentation illustrée par la figure (6.49) qui nous montre que le cuivre peut être présent dans le lixiviat à des concentrations appréciables seulement lorsque le Eh est au-dessus de 200 mV et le pH en dessous de 4. La figure (6.50), tirée de Garrels et Christ (1965), montre que le cuivre se trouve en solution sous forme de Cu^{2+} pour un Eh supérieur à 160 mV et un pH inférieur à 7.

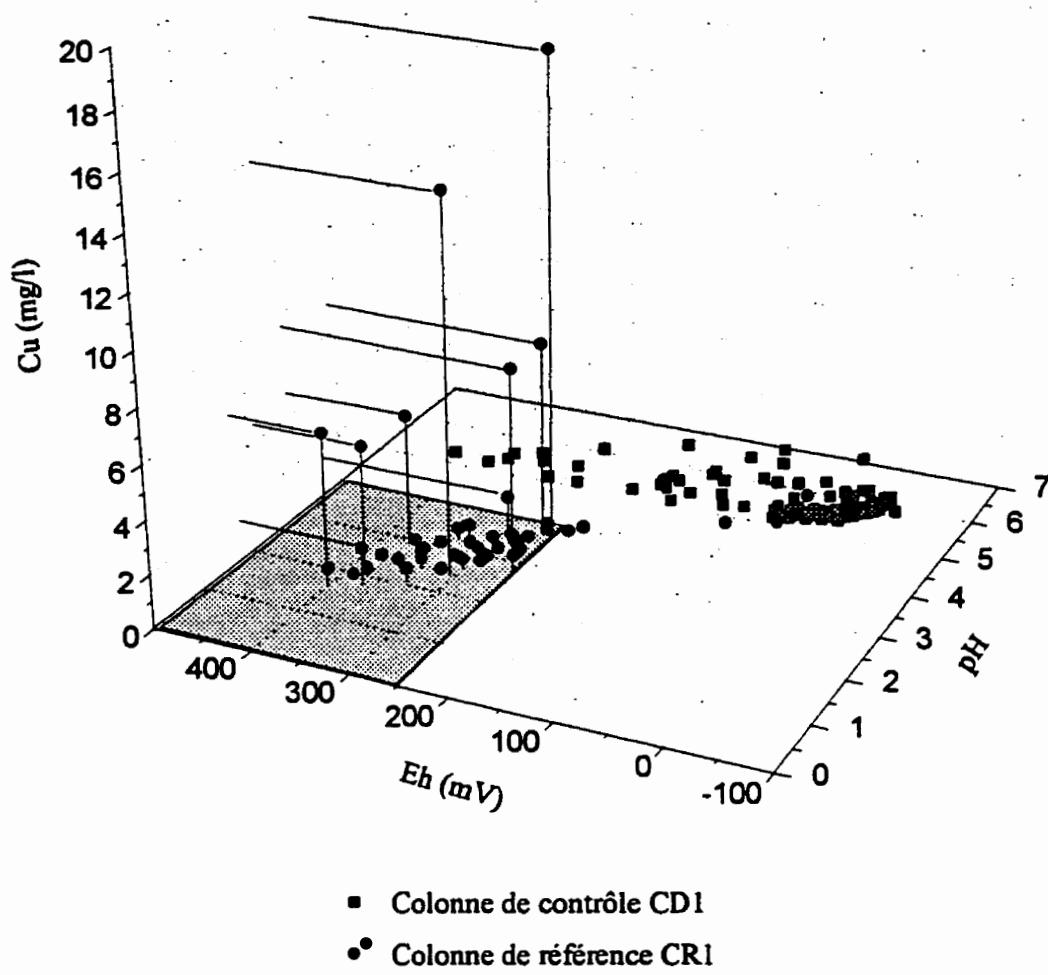


Figure 6.49 Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh

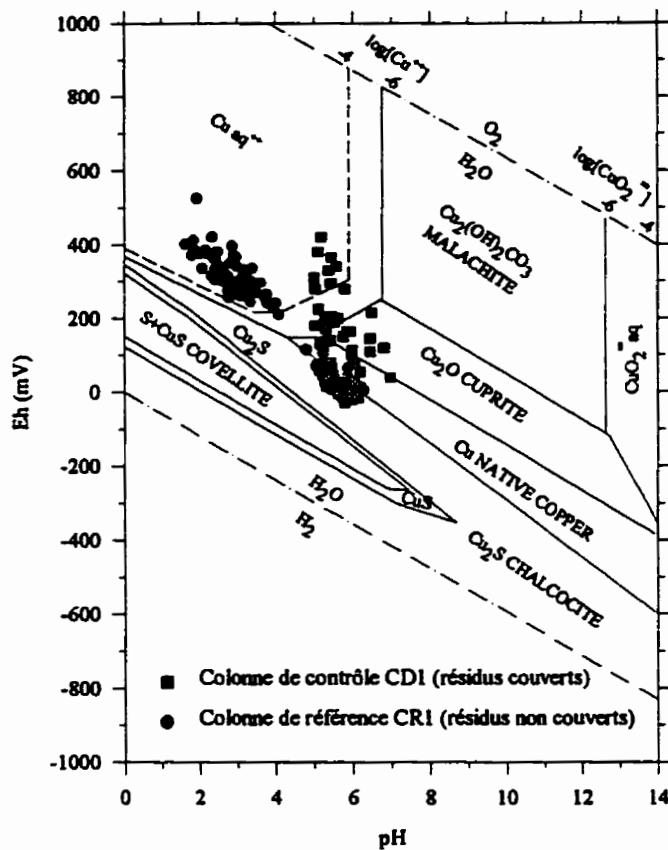


Figure 6.50 Résultats des essais en colonnes CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Cu-H₂O-O₂-S-CO₂ à 25 °C
(Garrels et Christ, 1965)

Le diagramme Eh-pH présenté à la figure (6.51) montre les phases aqueuses et solides pour le fer dans un système avec des activités de K, SO₄ et Fe typiques à celles trouvées dans le lixiviat des déchets miniers pyriteux (Dubrovsky et al., 1984 ; Appelo et Postma, 1993). Sur ce diagramme, on remarque que les valeurs mesurées pour la colonne CR1 suivent étroitement la ligne limite Fe²⁺/jarosite. Il est donc possible que le fer mobilisé dans la colonne ait été limité par la formation de la jarosite.

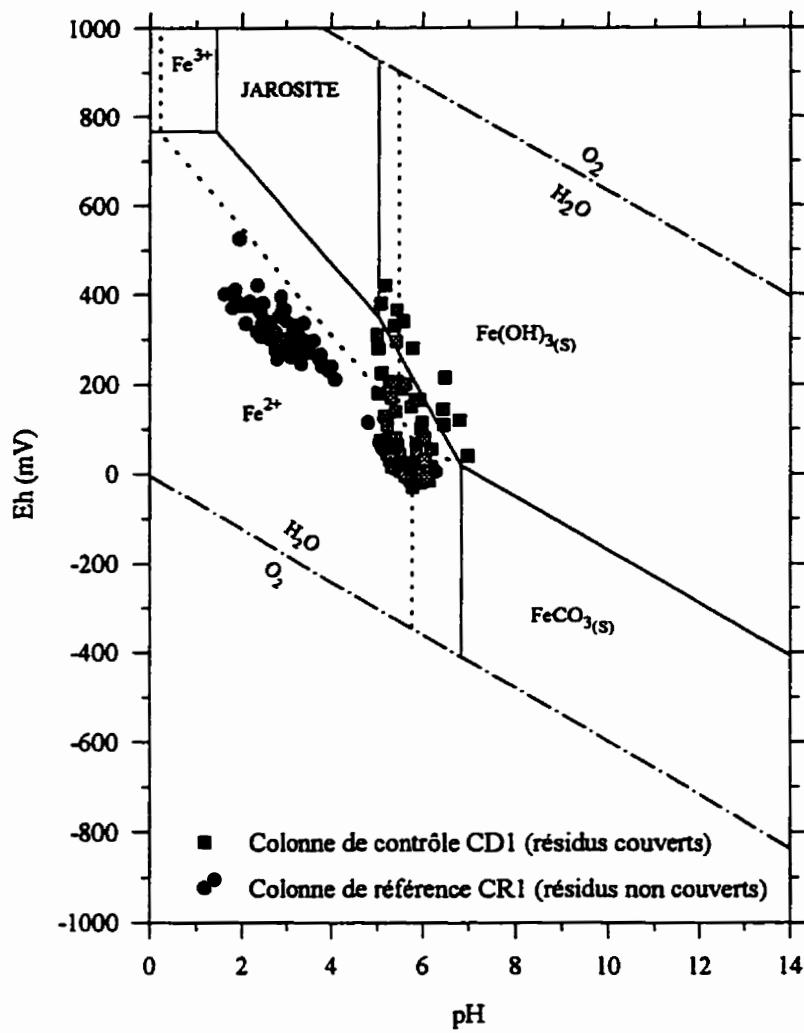


Figure 6.51 Résultats des essais en colonnes CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10^{-4.05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻²; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1.79}, K=10^{-2.5}, SO₄=10^{-1.8} (d'après Dubrovsky et al., 1984).

À la fin des essais qui ont duré 2 ans au total, l'épaisseur de la partie jaunâtre des résidus sulfureux (SC) dans les colonnes de référence CR1 et CR2 est d'environ 10 cm, ce qui représente le 1/3 de l'épaisseur totale de ces résidus. Des échantillons de résidus ont été prélevés de 4 niveaux des colonnes CR1 et CR2 (figure 6.52 et photo 6.2), afin d'être analysés : en surface (H), à 10 cm de la surface (10), au milieu (M) et à la base des colonnes (B). Ces échantillons ont été séchés puis broyés à 80 µm environ. Les travaux d'analyses géochimiques par absorption atomique et volumétrique ont été effectués par M. Christian Dallaire du Laboratoire de Géochimie Analytique de l'École Polytechnique. Les photos (6.1) et (6.2) montrent l'aspect des résidus miniers (SC) avant et après oxydation.

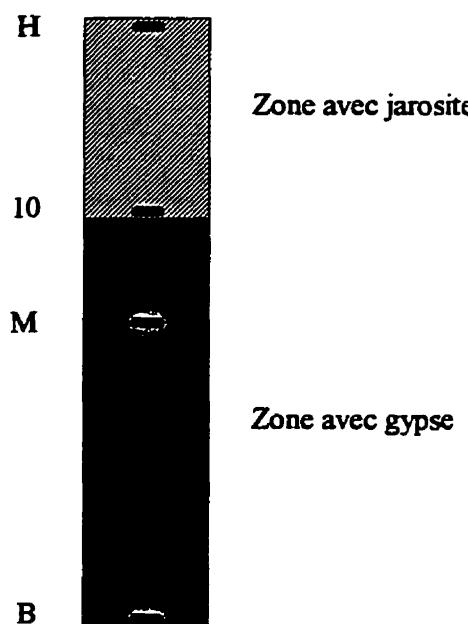


Figure 6.52 Légende utilisée pour l'analyse géochimique des résidus
(d'après Bernier, 1996b)

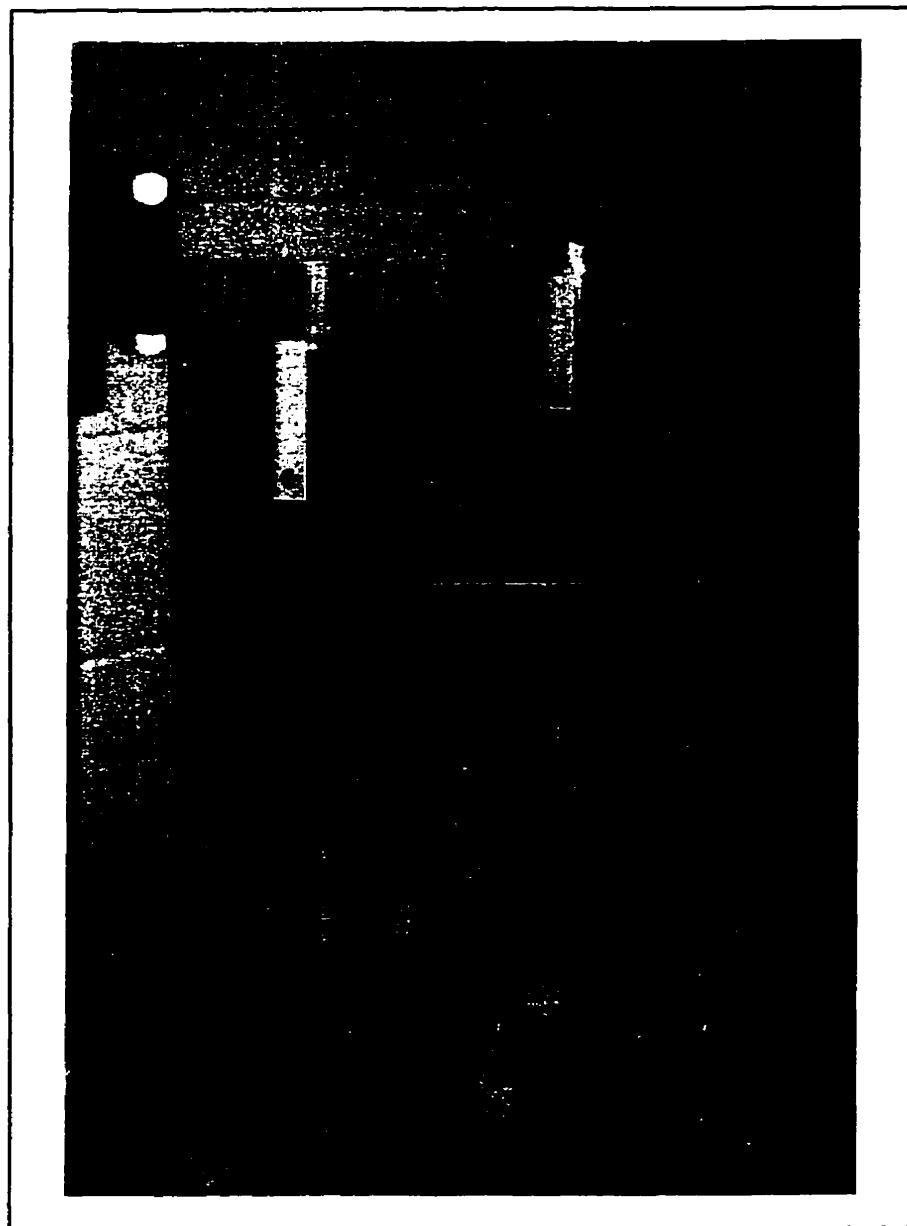


Photo 6.1 Colonnes de référence CR1 et CR2 avant l'oxydation
des résidus sulfureux SC (début des essais)

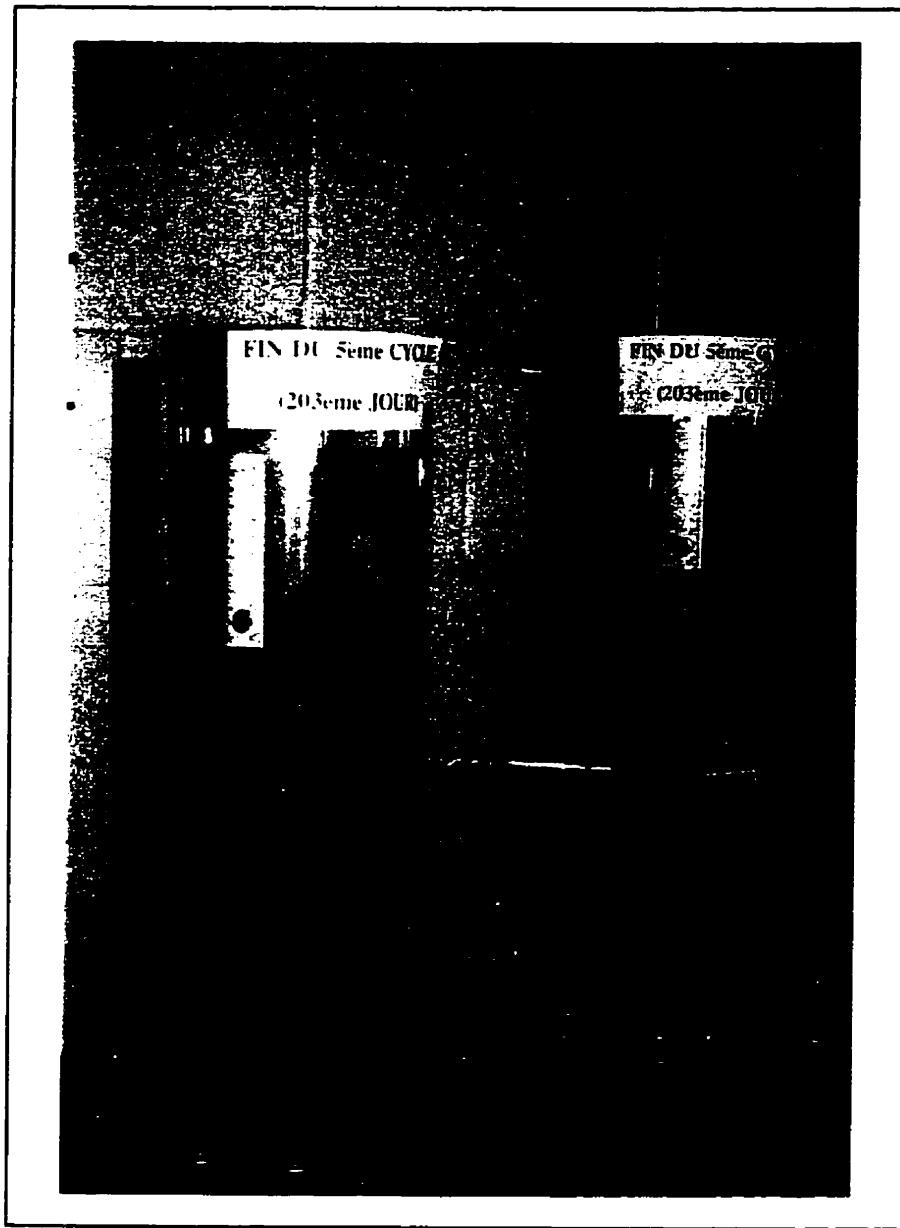


Photo 6.2 Colonnes de référence CR1 et CR2 après oxydation des résidus sulfureux SC (203ème jour des essais)

Les principales variations chimiques observées sont données dans les figures (6.53) et (6.54) et sont les suivantes (plus de détails sont donnés par Bernier, 1996a, b):

Fe-total :

Dans les deux colonnes CR1 et CR2, le Fe total (Fe de la pyrite et des minéraux ferromagnésiens et oxydes) semble avoir été lessivé dans la partie haute des colonnes (partie jaunâtre de 10 cm d'épaisseur) tandis que les concentrations dans les résidus du milieu et de la base des colonnes sont sensiblement les mêmes que dans le matériau de départ. Comme le fer total dans les résidus à la base de la colonne CR1 est plus élevé que dans la colonne CR2, il est probable que le matériau de départ utilisé dans CR1 (été 92) ait été plus pyriteux que dans CR2 (été 93). Le matériau jaune-ocre de la colonne CR1 est moins riche en Fe-total, probablement à cause de la plus grande oxydation de la pyrite dans ces zones marquées par la présence de la jarosite.

Zn, Cu, Pb :

Ces éléments ont été lixiviés dans tous les échantillons des deux colonnes de référence, surtout dans la partie haute de celles-ci.

CaO :

Les variations de CaO sont particulièrement intéressantes. En effet, le Ca est surtout lessivé dans la partie haute de la colonne, puis semble se saturer aux alentours de 1,6% poids CaO. La transition se produit à 10 cm de la surface, là où le gypse a été identifié par diffractométrie. Ceci correspond au début de la précipitation du gypse qui se veut également plus abondant en descendant vers la base des colonnes. Le Ca provient probablement de la dissolution de l'hedenbergite (un pyroxène calcique) et du plagioclase.

Na₂O, K₂O, MgO :

Ces éléments sont également lessivés dans la plupart des échantillons de résidus. L'interprétation de ces variations est plus difficile à cause de l'implication de plusieurs minéraux contenant ces éléments (illite, chlorite, biotite, plagioclase, hedenbergite, etc...).

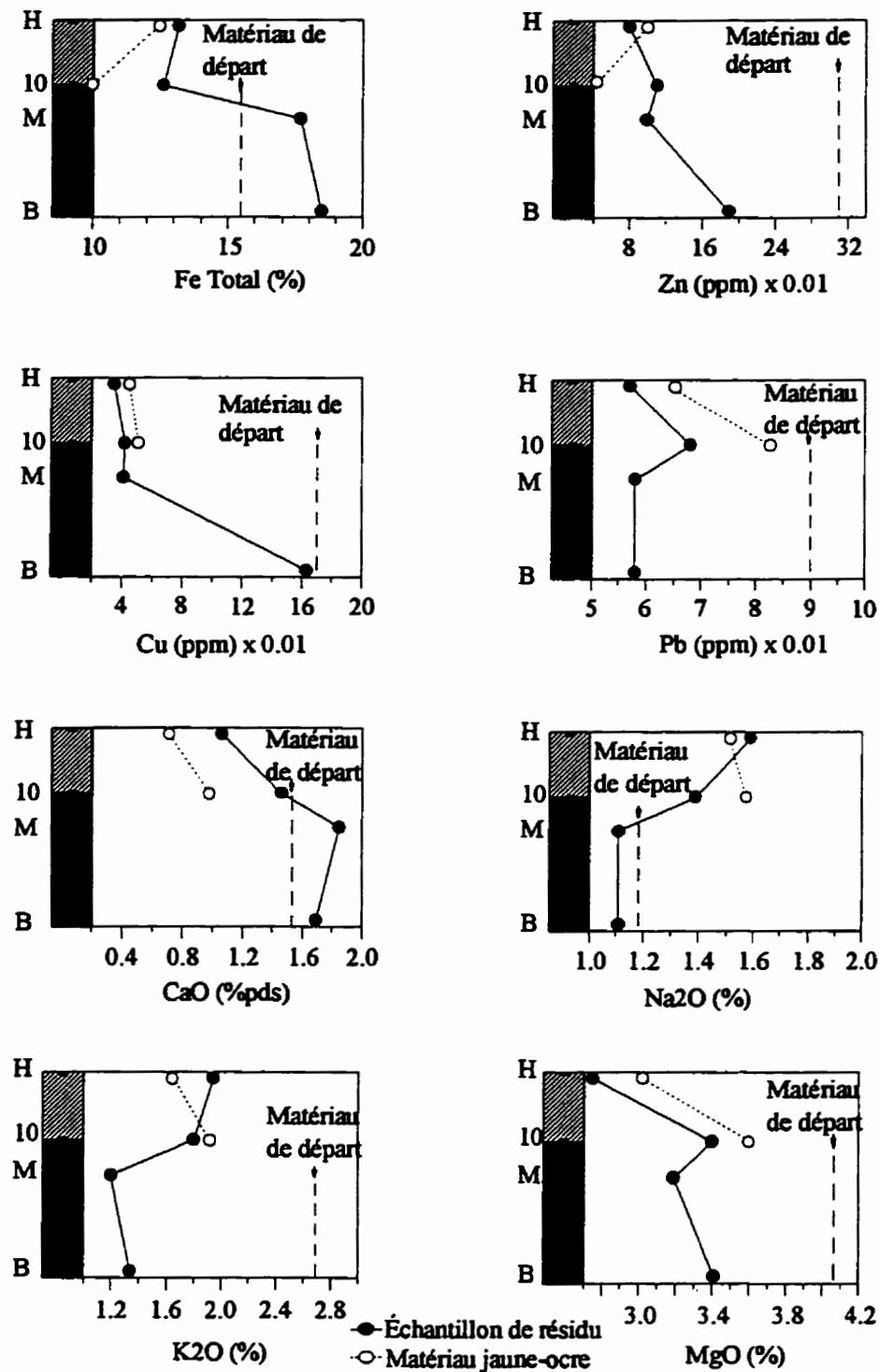


Figure 6.53 Diagrammes schématiques des changements chimiques dans la colonne CR1 (d'après Bernier, 1996b)

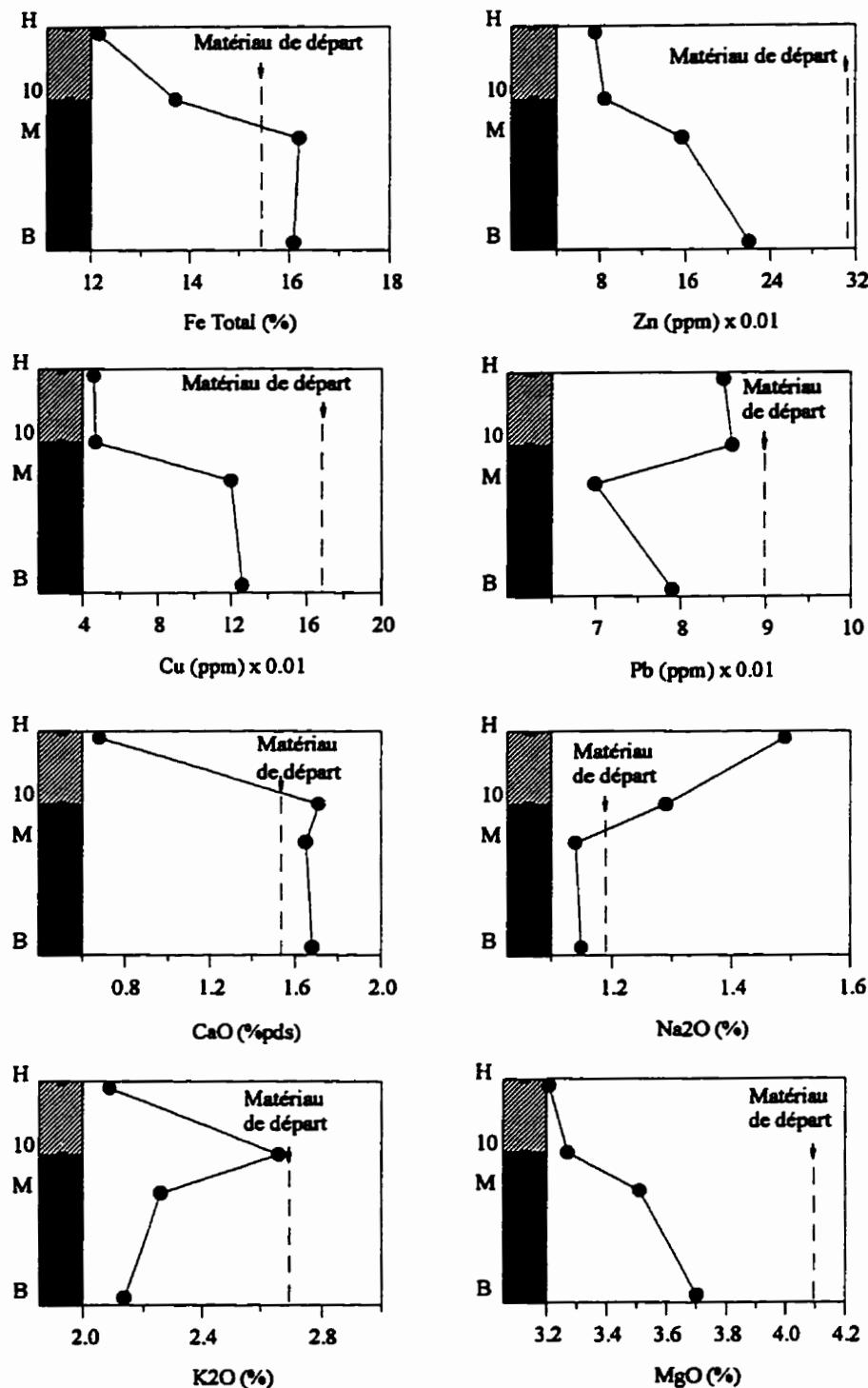


Figure 6.54 Diagrammes schématiques des changements chimiques dans la colonne CR2 (d'après Bernier, 1996b)

Ces résultats sont confirmés par ceux obtenus pour la colonne de contrôle C1 (dont la colonne double est CD1) et qui sont présentés dans les figures (6.55) à (6.62). L'interprétation est pareille à celle faite précédemment. Un résultat intéressant à souligner est celui obtenu pour la colonne C1 à partir du 400ème jour quand la couverture a été enlevée, laissant les résidus sulfureux en contact avec l'air. 90 jours après, le pH commence à chuter de façon significative pour approcher la valeur 2 à la fin des essais (figure 6.55). Le Eh et les concentrations en métaux dissous et en sulfates du lixiviat augmentent en conséquence (figures 6.56 et 6.57) ; il faut noter que pour les sulfates, il n'y a pas eu d'analyses faites pour les échantillons recueillis après 600 jours. Les valeurs négatives du Eh au début du 2^{ème} cycle (figure 6.56) indiquent qu'une réaction de réduction a eu lieu dans la colonne. Ceci peut être dû à la présence de minéraux acidivores dans les résidus (BE) constituant la barrière capillaire (8% de calcite, 5% de chlorite et 15% de dolomite ; voir tableau 5.2 du chapitre 5).

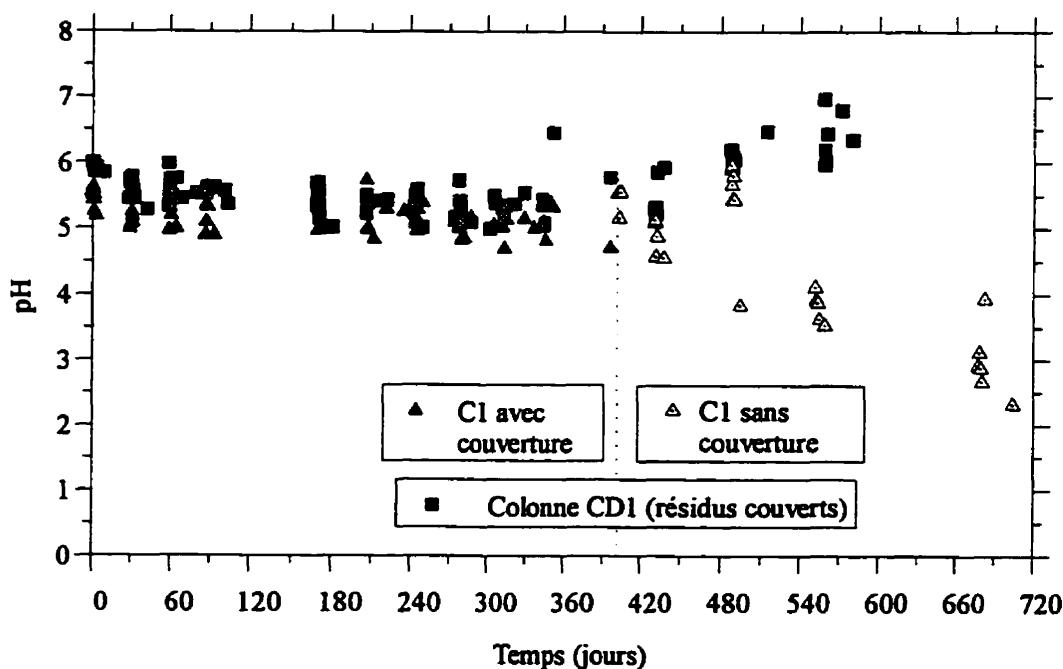


Figure 6.55 pH du lixiviat en fonction du temps pour les colonnes C1 et CD1

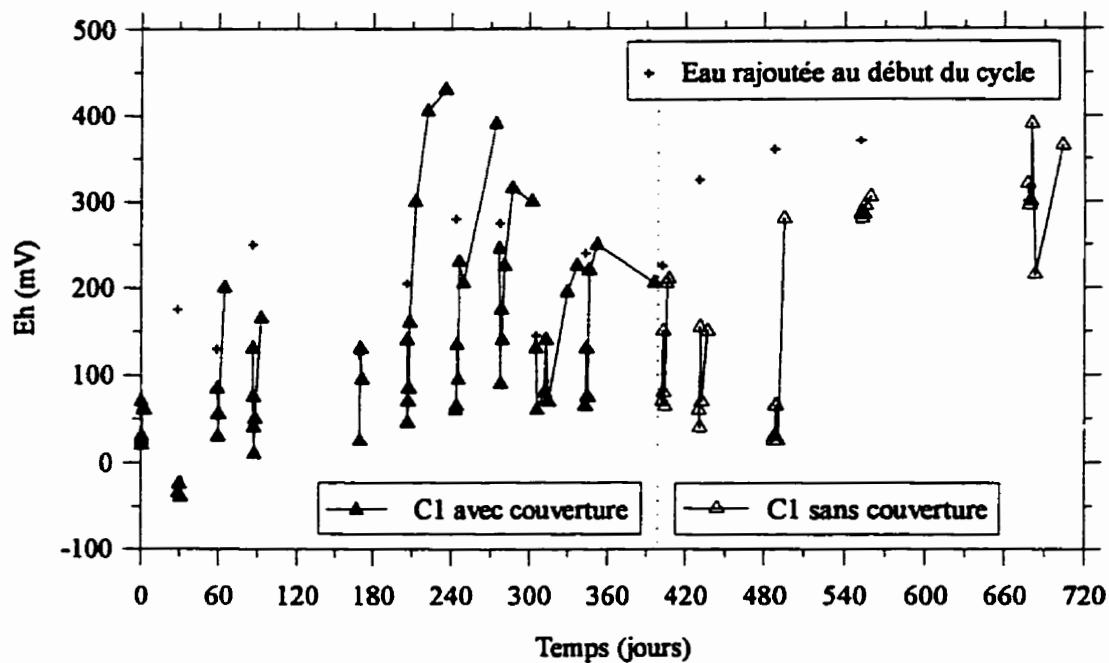


Figure 6.56 Eh du lixiviat en fonction du temps pour la colonne C1
Les zones sans traits signifient pas de lixiviat.

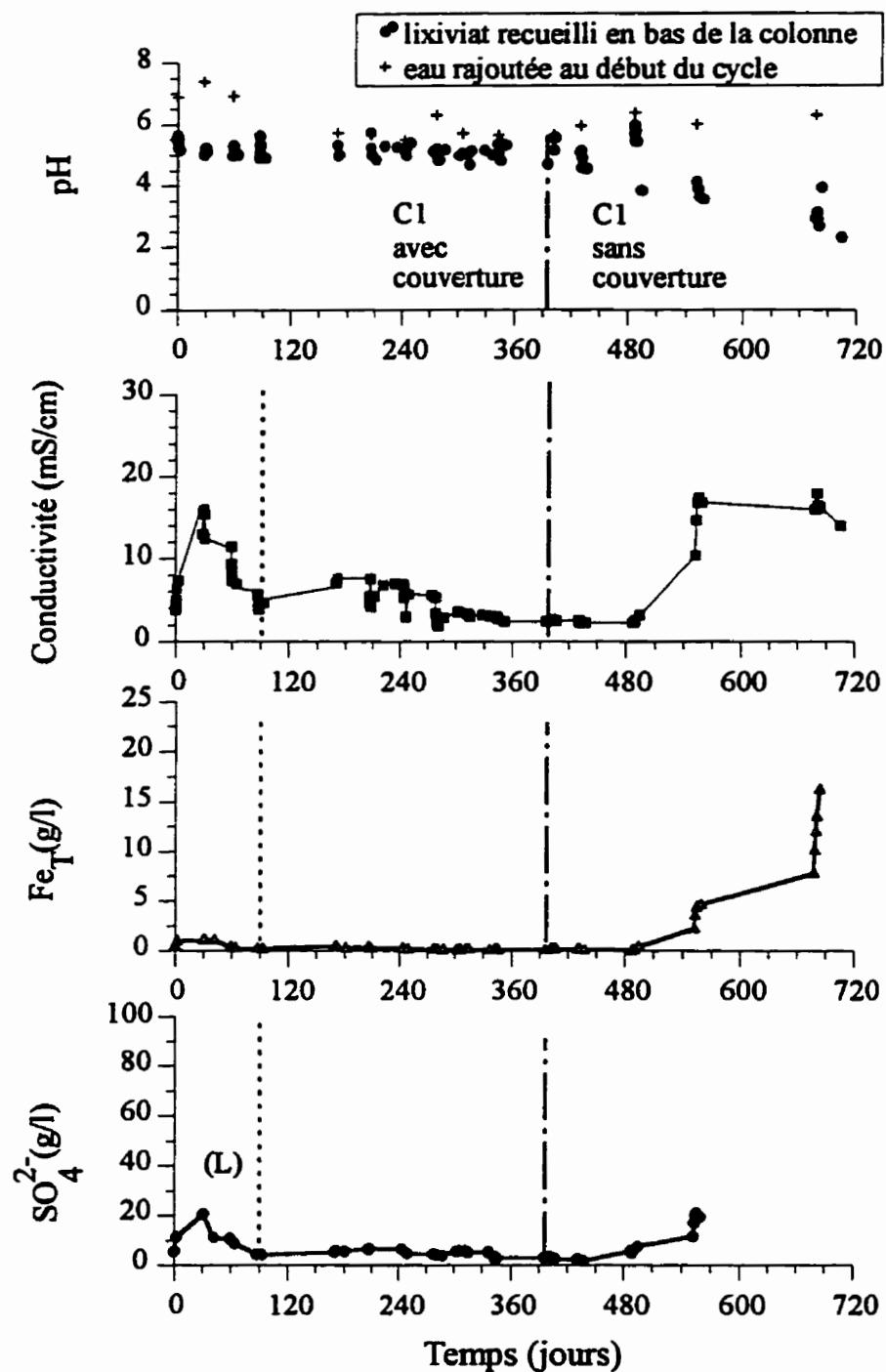


Figure 6.57 Colonne de contrôle C1 (résidus couverts, puis découverts)
 (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure

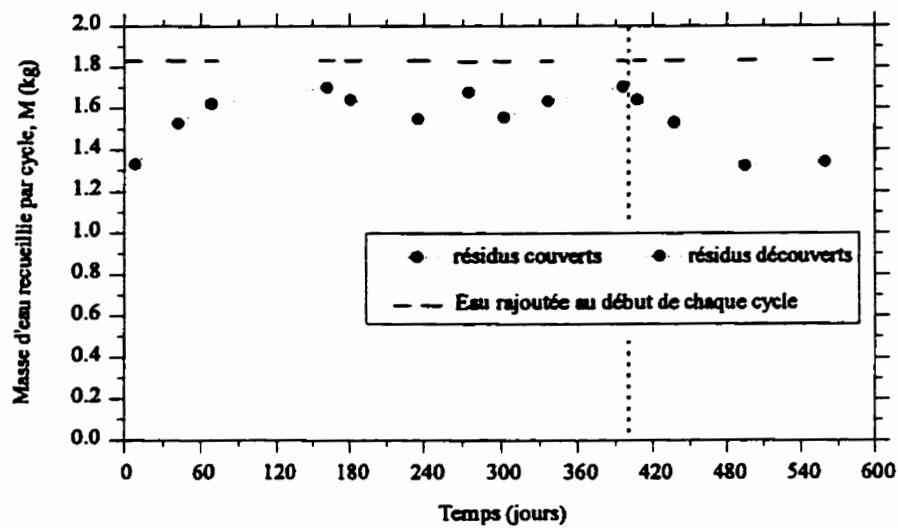


Figure 6.58 Masse d'eau rajoutée et recueillie pour la colonne C1

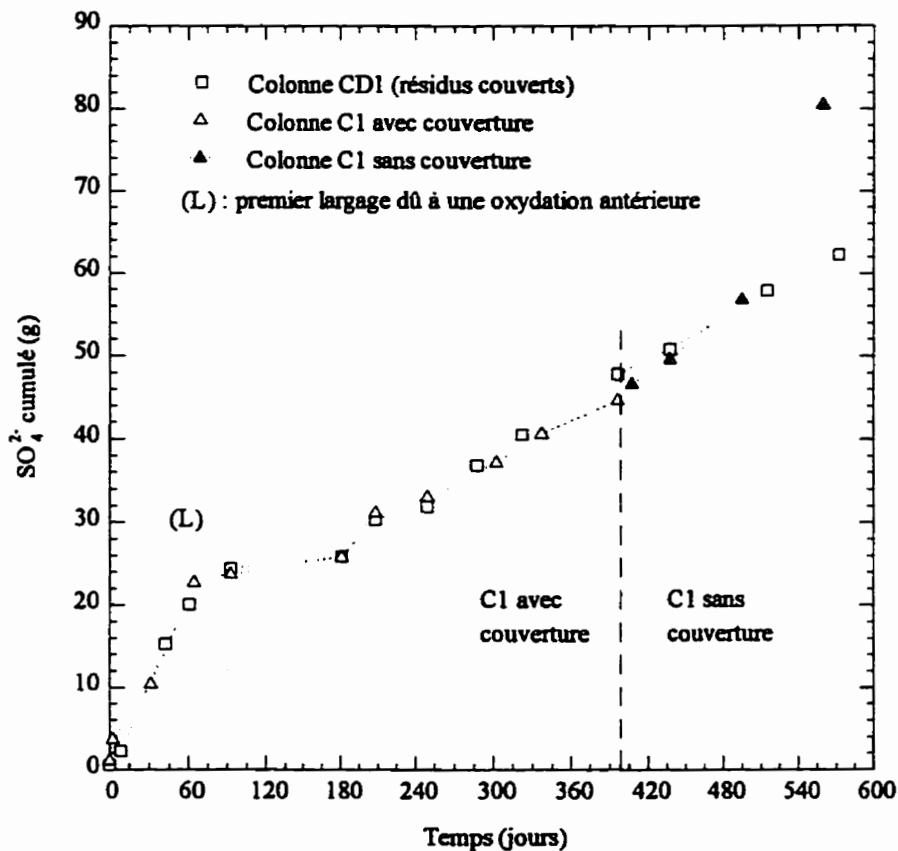


Figure 6.59 Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps

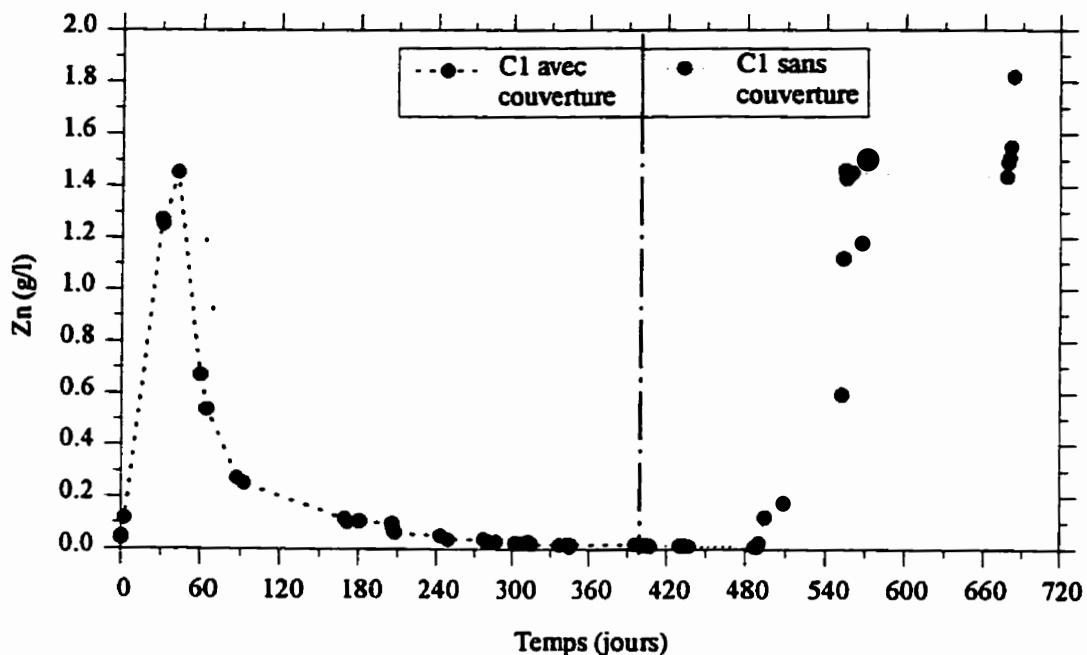


Figure 6.60 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps

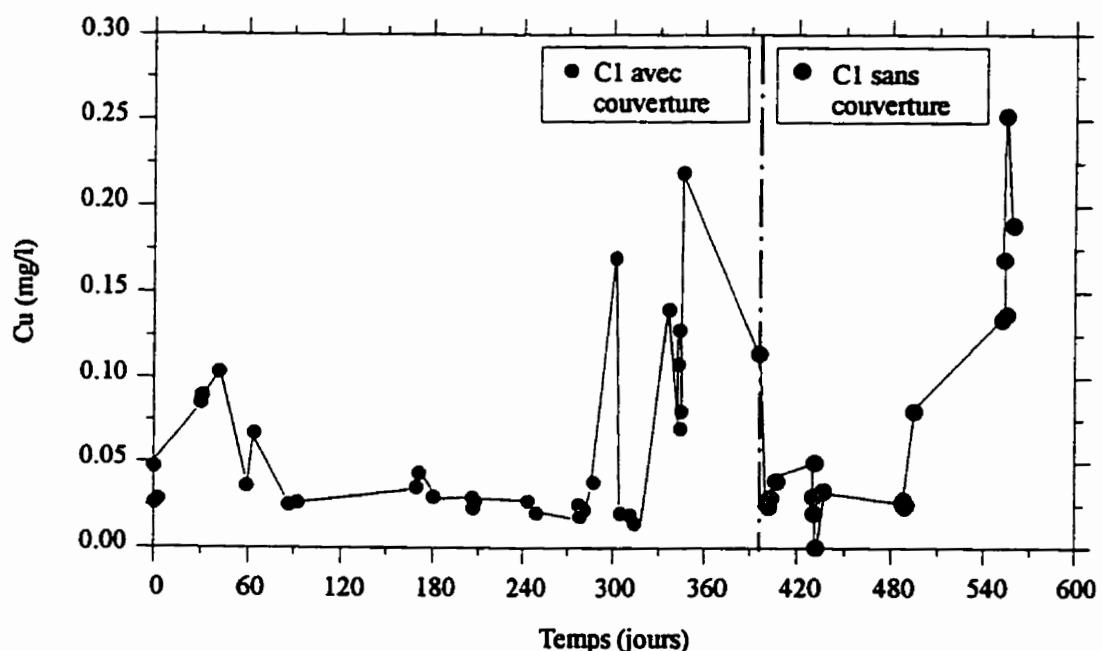


Figure 6.61 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps

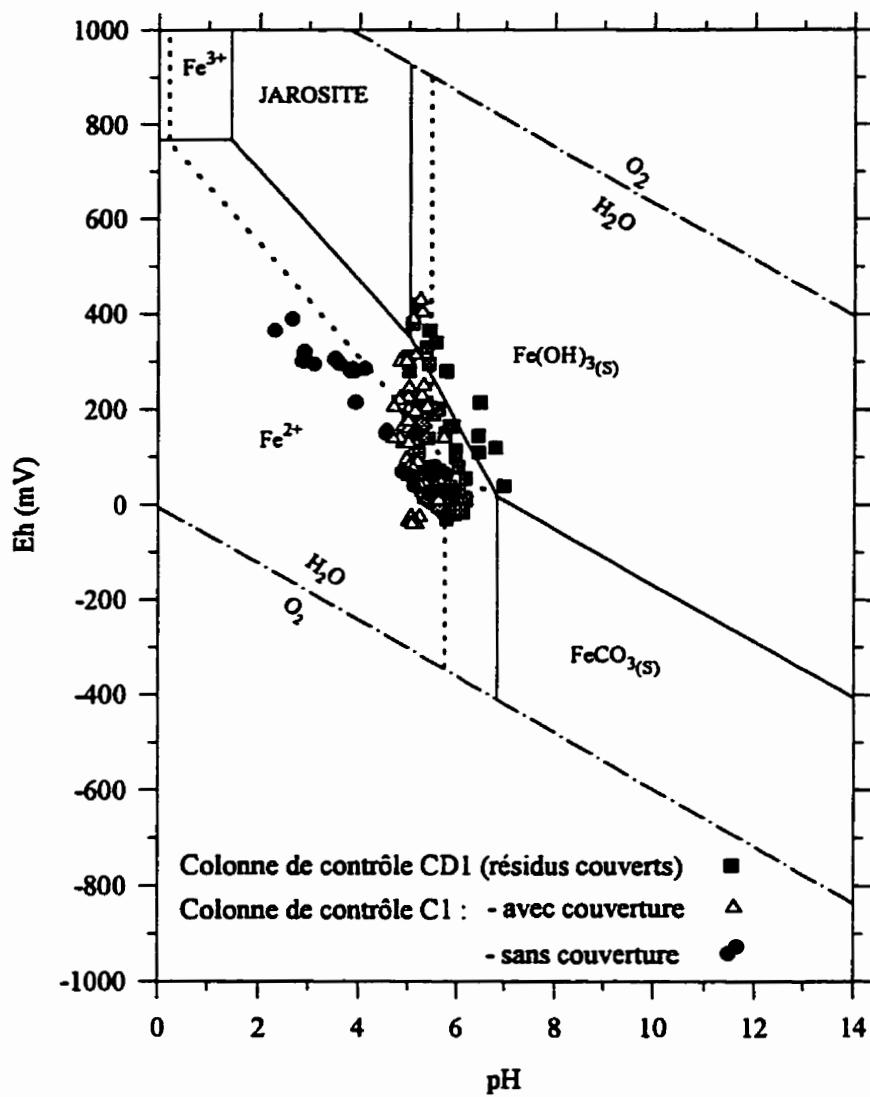


Figure 6.62 Résultats des essais en colonnes C1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10^{-4,05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻²; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1,79}, K=10^{-2,5}, SO₄=10^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984).

Les résultats ainsi obtenus pour la colonne C1 (résidus couverts, puis découverts) montrent bien le rôle du système de recouvrement quant au contrôle de l'oxydation des résidus sulfureux et confirment ceux obtenus pour la colonne de contrôle double CD1.

Une autre colonne de contrôle C3b a été rajoutée à partir du 240ème jour d'essais. La couche capillaire de cette colonne est faite du même matériau (Senator) que celle de la colonne C3. Cependant, l'épaisseur de cette couche est de 40 cm pour la colonne C3b, au lieu de 60 cm pour la colonne C3, et celle de la couche de sable sous-jacente est de 50 cm, au lieu de 30 cm. Ces modifications permettent aussi d'avoir une idée sur l'influence des épaisseurs des couches de la couverture sur sa performance. Ceci a d'ailleurs été simulé numériquement et discuté dans le paragraphe 6.2 de ce chapitre. Les résultats obtenus pour les colonnes C3, CD3, C2, CD2, C4, CD4, C3b, CR2 et CR3 sont présentés dans l'annexe III, à la fin de ce document.

En résumé, on peut dire que les couvertures multicouches que nous avons conçues ont été efficaces pour limiter le problème de drainage minier acide (DMA). Les résultats des expériences que nous avons menés sur la colonne de drainage et les colonnes de contrôle confirment les résultats de la modélisation numérique : la couche capillaire constituée de rejets miniers non pyriteux a conservé un haut degré de saturation (~97%) durant toute la période des essais (2 ans, environ), limitant ainsi l'infiltration d'oxygène vers les résidus réactifs. Aucune oxydation de ces derniers n'a été décelée, sauf dans certaines colonnes où il y a eu des problèmes techniques (voir annexe III).

Dans une situation réelle, il pourrait toutefois être utile d'utiliser aussi la fraction grossière des rejets miniers non pyriteux pour remplacer le sable naturel constituant les couches drainantes.

6.4 Configuration du système de recouvrement proposé pour le terrain

Suite aux résultats des simulations numériques et des expériences en laboratoire présentés dans les paragraphes précédents (6.1 à 6.3), nous suggérons le système multicouche représenté à la figure (6.63) pour les essais sur le terrain (voir aussi Aubertin *et al.*, 1995). Ce système est composé des couches suivantes :

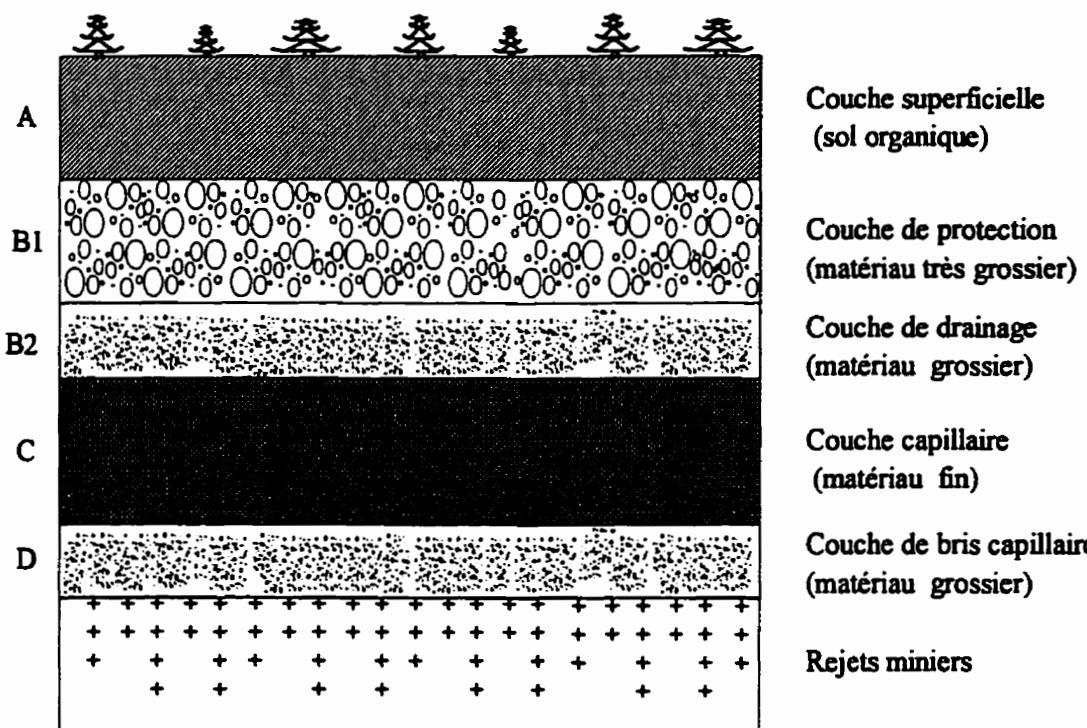


Figure 6.63 Vue en coupe transversale du système de recouvrement multicouche suggéré pour protéger des rejets miniers (ou des déchets domestiques)

- *couche superficielle A (couche humide)*

La fonction de cette couche placée en surface est de réduire les effets des fluctuations de température et d'humidité dans la barrière de recouvrement. Les sols organiques servant de support à la végétation sont les plus souvent utilisés comme matériau de cette

couche. Les racines des plantes améliorent la résistance mécanique du sol, réduisent l'érosion et diminuent le ruissellement. Cependant, l'utilisation d'un géosynthétique (un géotextile, par exemple) serait bénéfique pour prévenir l'érosion pendant la période qui suit l'ensemencement et pour améliorer la stabilité de surface des pentes. L'épaisseur de cette couche serait usuellement de 10 à 20 cm environ.

- *couche de protection B1 (barrière bio-intrusion)*

Cette couche a diverses fonctions, comme :

- empêcher que les racines des plantes, les animaux et les insectes ne parviennent jusqu'aux matériaux sous-jacents (barrière de recouvrement et rejets),
- minimiser les risques d'intrusions humaines à travers la barrière,
- protéger les matériaux situés en dessous contre les effets des cycles de mouillage-séchage et de gel-dégel.

Un matériau contenant un fort pourcentage de cailloux conviendrait bien à cette couche dont l'épaisseur varie habituellement de 30 à 50 cm. Un géotextile (ou un matériau filtre) entre cette couche et la couche superficielle (A) permettra d'empêcher le lessivage du sol à travers les pores de la couche de protection. Il faut également s'assurer que la résistance mécanique dans le matériau et aux interfaces permette d'assurer un facteur de sécurité adéquat contre le glissement et les autres modes d'instabilités, surtout suite à une période de pluie abondante (Oweis et Khera, 1990 ; Mitchell *et al.*, 1990, 1992).

- *couche de drainage B2*

Cette couche drainante sert essentiellement à favoriser les écoulements latéraux plutôt que verticaux et à réduire les remontées capillaires et l'assèchement de la couche capillaire sous-jacente (couche C). Un sol grossier dont le AEV est relativement faible

(AEV \leq 30 cm) sera utilisé pour constituer cette couche. L'épaisseur de cette couche ne devrait pas être inférieure à 30 cm (Rumer et Ryan, 1995). L'eau qui s'écoule dans cette couche est généralement évacuée, en suivant la pente, vers des fossés ou tranchés qui recueillent aussi les eaux de surface (Lutton, 1987). Pour cela, on utilise fréquemment des conduites étanches qui sont placées entre la couche de drainage et le point de décharge. Ces conduites doivent avoir une dimension suffisante pour éviter l'accumulation indue d'eau dans cette couche. On doit aussi éviter que ces conduites ne se bloquent ou qu'elles ne provoquent une érosion régressive le long des parois.

Comme ce sont souvent les aspects économiques (incluant les coûts de transport et de mise en place) qui contrôlent la sélection des matériaux, il est avantageux de combiner les couches B1 et B2 pour n'en faire qu'une seule. Il faut signaler aussi que ces 2 couches aideront la couche superficielle à conserver un haut taux d'humidité, grâce au concept de barrière capillaire (voir chapitre 3), ce qui serait bénéfique pour la végétation.

- couche capillaire C (barrière à l'oxygène)

Cette couche, qui constitue en fait la véritable barrière hydrogéologique dans le système de recouvrement, a pour principale fonction de minimiser les infiltrations d'eau et d'oxygène vers les résidus réactifs. Ceci est réalisable grâce à sa faible perméabilité et au concept de barrière capillaire utilisé dans ce recouvrement. La couche capillaire pourra ainsi se maintenir en permanence à un haut degré de saturation ($S_w \geq 90\%$), ce qui limitera la migration des gaz à travers celle-ci. Cet aspect serait aussi important dans le cas des décharges municipales pour contrôler l'émanation du méthane et d'autres éléments volatiles. Comme le matériau utilisé dans cette couche possède un fort potentiel de rétention capillaire (AEV ≥ 2 m), une épaisseur de 60 cm conviendra bien pour que cette couche puisse bien remplir les fonctions précitées. Dans tous les cas,

l'épaisseur de la couche capillaire ne doit pas dépasser la différence $|(\psi_a)_f| - |(\psi_r)_g|$ ($|(\psi_a)_f|$ et $|(\psi_r)_g|$ sont, respectivement, l'AEV du matériau fin de la couche C et la valeur absolue de la succion à teneur en eau résiduelle dans le matériau grossier de la couche D). Au delà de cette épaisseur, la quantité d'eau de drainance à évacuer par la couche de drainage sous-jacente (couche D) devient très importante, à cause d'une grande désaturation de la partie superficielle de la couche C.

Le choix des matériaux utilisés pour la couche C dépendra de leur disponibilité près du site. Ils peuvent être des sols fins (sols argileux ou silteux, sols amendés à la bentonite) ou la fraction fine de résidus miniers non pyriteux qui peut constituer le choix le plus économique. Ces matériaux doivent être compactés par couches d'environ 15 à 20 cm jusqu'à l'obtention de la densité et de l'épaisseur désirées, avec une conductivité hydraulique K_s faible (inférieure à 10^{-6} cm/s pour être vraiment efficace contre les infiltrations d'eau, Daniel et Richardson, 1995). Pour les régions à climat froid, cette couche doit idéalement être située en dessous de la ligne de gel ; cette profondeur peut atteindre 1,5 à 2,0 m (et plus) dans des régions nordiques. Comme cela peut s'avérer difficile, on utilise un matériau moins susceptible à la fissuration due au gel-dégel.

- couche de bris capillaire D

l'installation de cette couche de matériau grossier en dessous de la couche de matériau fin (couche C) est nécessaire pour mettre en place le concept de barrière capillaire (voir chapitre 3). Cette couche peut aussi servir à d'autres fonctions, comme par exemple la récupération et le drainage des gaz sur les sites de décharge de déchets domestiques ou pour empêcher la remontée par capillarité d'un lixiviat contaminé des rejets vers la couche C. Pour remplir toutes ces fonctions, cette couche doit se maintenir à une teneur en eau aussi faible que possible (proche de la valeur résiduelle). Dans le cas où la nappe est loin, une épaisseur de 30 cm (valeur minimale) pour cette couche est suffisante. Si le

niveau de la nappe se trouve à la base de cette couche, cette dernière doit avoir une épaisseur au moins égale à $|\psi_r|$ de son matériau (valeur absolue de la succion correspondant à la teneur en eau résiduelle).

Pour constituer la couche D, un sol grossier (gravier ou sable) est bien indiqué. La fraction grossière de résidus miniers non pyriteux peut être une alternative économique lorsqu'il s'agit de sites miniers. Les conditions de filtre doivent naturellement être vérifiées afin d'éviter la migration des particules fines des couches confinantes (couche C et couche de rejets à protéger) vers la couche D ; sinon il faudrait placer des couches filtres intermédiaires.

Si l'inclinaison du système de recouvrement a l'avantage de favoriser souvent les écoulements latéraux plutôt qu'une infiltration complète du front de mouillage, la pente (angle et longueur) peut avoir un effet sur le degré de saturation de la couverture en certaines portions (Bouchentouf, 1996 ; Aubertin et al., 1996). Cet aspect nécessitera d'autres études afin de l'intégrer dans les projets futurs de recouvrements.

Des applications d'un tel système de recouvrement sont en cours actuellement sur certains parcs à résidus miniers au Canada (Golder, 1996 ; McMullen et al., 1997 ; Aubertin et al., 1997). Les premiers résultats indiquent que les recouvrements se sont comportés tel que prévu : la couche capillaire demeure en permanence presque saturée ($S_v \geq 90\%$), tandis que la couche de sable sous-jacente s'est drainée jusqu'à sa teneur en eau résiduelle qu'elle conserve malgré certaines périodes de pluies abondantes.

Pour les parcs à résidus miniers déjà oxydés, nous proposons de traiter d'abord la couche superficielle des résidus à la chaux avant de les couvrir. Le changement des conditions du milieu (augmentation du pH, en particulier) favorisera la croissance de bactéries sulfato-réductrices dont l'activité est à l'inverse de celles initialement présentes dans les résidus oxydés. En effet, elles produisent la précipitation des métaux concernés sous la forme plus stable de sulfures métalliques (Amyot et Vézina, 1996).

CHAPITRE VII

CONCLUSION

L'utilisation de matériaux géologiques comme barrière de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA) semble actuellement émerger comme l'alternative la plus pratique, tant pour des raisons environnementales, sociales et légales, que pour des raisons techniques et même économiques. Divers matériaux peuvent entrer dans la conception de la couverture, selon leur disponibilité dans les environs et les conditions du site. Cependant, le système de recouvrement doit être conçu de telle façon à pouvoir restreindre la pénétration de l'oxygène et de l'eau dans les résidus réactifs afin d'empêcher l'oxydation des minéraux sulfurés. Ceci est possible à partir d'une barrière de recouvrement comprenant des couches de matériaux grossiers (sable, par exemple) et une couche de matériaux fins (silt, par exemple), en utilisant le concept de barrière capillaire. Un tel système, qui pourrait être construit à partir des fractions fines et grossières des rejets de concentrateur, permettrait à la couche de matériaux fins (couche capillaire) de maintenir un haut degré de saturation pendant longtemps, sans réapprovisionnement en eau. Il doit, en outre, donner le même niveau de réduction du flux d'oxygène que des couvertures aqueuses, ces dernières étant souvent considérées comme les plus efficaces pour limiter le DMA. L'efficacité d'un tel système de recouvrement, dont la couche capillaire est constituée de rejets miniers, a fait l'objet de notre étude. D'après nos calculs, le coefficient de diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux saturé devient environ équivalent à celui dans l'eau pour un degré de saturation $S_w = 90\%$. À cette valeur de saturation, la phase air n'est plus continue et le transport du gaz est réduit à une diffusion à travers les pores remplis d'eau. On peut ainsi estimer que, pour limiter la diffusion de l'oxygène à des niveaux extrêmement faibles, le degré de saturation de la couverture en matériau meuble devrait être constamment proche de cette valeur.

L'ensemble des résultats des essais en colonne et des simulations numériques obtenus supporte pleinement les hypothèses de travail : les couvertures multicouches que nous avons conçues et testées en laboratoire ont été efficaces pour limiter le problème de drainage minier acide (DMA). Ces couvertures sont constituées d'une couche de rejets miniers non réactifs (matériau fin) de 60 cm d'épaisseur confinée entre deux couches de sable (matériau grossier) de 30 cm d'épaisseur pour la couche inférieure et 20 cm pour la couche supérieure. Les résultats de nos essais en colonne confirment les résultats de la modélisation numérique : la couche capillaire constituée de rejets miniers a conservé un haut degré de saturation ($S_w \geq 90\%$) durant toute la période des essais (2 ans, environ), même avec certaines périodes sèches (sans apport d'eau) de 60 jours. L'infiltration d'oxygène vers les résidus réactifs a été ainsi limitée. Aucune oxydation de ces derniers n'a été décelée, sauf dans certaines colonnes où il y a eu des problèmes techniques d'étanchéité favorisant des fuites d'oxygène de l'air vers les résidus sulfureux. Néanmoins, même dans ces cas, nous avons constaté que le pH diminue beaucoup moins que pour les colonnes des résidus sans couverture. Nous avons constaté aussi que, une fois désaturée, la couche inférieure conserve une faible teneur en eau malgré le rajout d'eau en surface (10 cm d'eau) au début de chaque cycle; ceci parce que le débit restreint de l'écoulement à travers la couche moins perméable de dessus ne peut soutenir l'écoulement à conductivité hydraulique à saturation de la couche de sable en dessous, ce qui concorde pleinement avec la théorie.

Les colonnes des résidus sans couverture ont montré, pour leur part, d'autres résultats intéressants. Le pH du lixiviat a baissé rapidement après le premier cycle de drainage et est descendu en bas de 2,0 au bout de 210 jours environ, tandis que le Eh (potentiel d'oxydoréduction) a augmenté de 0 mV à des valeurs entre 250 et 550 mV (conditions d'oxydation). Les relevés du pH avec le temps ont mis aussi en évidence les principaux mécanismes d'oxydation de la pyrite: (phase 1) oxydation chimique en présence de l'oxygène et (phase 2) oxydation biologique par la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans*.

dont l'activité est optimale autour d'un pH 3 (atteint après 90 jours d'essais). Les concentrations en sulfates et en fer total ont augmenté subséquemment jusqu'au 210ème jour après lequel elles ont commencé à baisser. Cette baisse est due probablement à la formation du précipité jaunâtre visible à travers la paroi transparente de la colonne en Plexiglas. Ce précipité enveloppe les particules pyriteuses, ce qui réduit la surface de la pyrite exposée à l'oxydation. Une étude utilisant la diffraction des rayons X a montré ultérieurement qu'il s'agissait de la jarosite. L'effet de la jarosite sur le taux d'oxydation des sulfures a été remarquable entre le 210ème et le 360ème jour (phase 3) : le pH a augmenté de nouveau et s'est stabilisé autour de 3, tandis que les concentrations en sulfates et en fer total ont diminué. Lorsque la jarosite a été partiellement lessivée (lixiviat recueilli de couleur jaunâtre), l'activité bactérienne a repris et le pH a recommencé à baisser de nouveau, pendant que les teneurs en fer total et en sulfates ont augmenté. Le même processus recommence alors et tend à continuer ainsi, périodiquement, jusqu'à ce que toute la pyrite soit consommée. Les analyses de métaux dissous et de sulfates ont indiqué un taux d'oxydation des sulfures très élevé pour ces colonnes. Nous avons noté une bonne corrélation entre les teneurs en fer total, en zinc et en sulfates. Nous avons aussi remarqué que le cuivre n'était présent dans le lixiviat à des concentrations appréciables seulement lorsque le Eh était au-dessus de 200 mV et le pH en dessous de 4. La formation de précipités suite à l'oxydation des résidus a également réduit leur conductivité hydraulique : la masse d'eau drainée à partir de ces colonnes diminuait avec le temps. À la fin des essais qui ont duré 2 ans au total, l'épaisseur de la partie jaunâtre (zone oxydée) des résidus sulfureux était d'environ 10 cm, ce qui représentait le 1/3 de l'épaisseur totale de ces résidus.

De cette étude, il ressort finalement que la configuration typique préconisée pour les barrières de recouvrement sur les rejets de concentrateur doit comprendre une couche de surface (sol organique) servant à la croissance des plantes et à la rétention de l'humidité, une couche de protection (matériau très grossier) contre l'érosion profonde et contre les

intrusions biologiques, une couche drainante (matériau grossier), une couche à forte rétention capillaire (matériau fin peu perméable) et une couche de bris capillaire (matériau grossier). Les travaux réalisés ici ont permis aussi de dégager quelques règles pratiques à partir des caractéristiques hydriques des matériaux utilisés afin d'optimiser le dimensionnement du système de recouvrement. D'après les simulations numériques, on peut dire qu'un système de recouvrement dont l'épaisseur de la couche capillaire ne dépasse pas 1,00 m serait théoriquement très efficace, en supposant que la couche sous-jacente de matériau grossier remplit bien son rôle d'évacuation de l'eau de percolation. Dans le cas où la nappe est loin, une épaisseur de 30 cm pour la couche sous-jacente est suffisante pour qu'elle puisse bien jouer son rôle de couche drainante et de bris capillaire. Si le niveau de la nappe se trouve à la base de la couverture, cette couche de matériau grossier doit avoir une épaisseur au moins égale à son $|\psi_r|$ (valeur absolue de la succion dans le sable correspondant à sa teneur en eau résiduelle) pour qu'elle puisse bien remplir ses fonctions.

À la suite de ce travail, une étude *in situ* est menée actuellement sur des parcelles expérimentales à grande échelle afin d'évaluer certains facteurs particuliers, comme les effets climatiques et l'influence de la géométrie dans un espace tridimensionnel (Aubertin et al., 1996).

Les résultats de notre étude ont permis aussi un gain de confiance quant aux performances de systèmes multicouches face au DMA. Des applications d'une telle configuration de système de recouvrement sont en cours actuellement sur certains parcs à résidus miniers au Canada (Golder, 1996 ; McMullen et al., 1997 ; Aubertin et al., 1997). Les premiers résultats indiquent que les recouvrements se sont comportés tel que prévu : la couche capillaire demeure en permanence presque saturée ($S_w \geq 90\%$), tandis que la couche de sable sous-jacente s'est drainée jusqu'à sa teneur en eau résiduelle qu'elle conserve malgré certaines périodes de pluies abondantes. L'utilisation de rejets

miniers non réactifs (« clean tailings ») comme matériaux de recouvrement a permis une réduction appréciable des coûts (facteur de 2 et plus : 90000 dollars/hectare au lieu de 200000 dollars/hectare si on utilisait les matériaux géologiques).

Pour les parcs à résidus miniers déjà oxydés, nous proposons de traiter d'abord la partie superficielle des résidus avec des matériaux alcalins (chaux ou calcaire) avant de les couvrir. Le changement des conditions du milieu (augmentation du pH, en particulier) favorisera la croissance de bactéries sulfato-réductrices qui permettront la précipitation des métaux concernés sous la forme plus stable de sulfures métalliques.

RÉFÉRENCES

- AACHIB, M. (1987). Déplacement isotherme de deux fluides miscibles dans un milieu poreux saturé, effets de densité et de viscosité, critère de stabilité. Thèse de Doctorat de l'Université de Strasbourg, France.
- AACHIB, M., BUES, M.A., ZILLIOX, L. (1988). Déplacements miscibles en milieu poreux: effets d'un contraste de densité et de viscosité, critère de stabilité. Computer Methods and Water Resources, Computational Transport Phenomena, Ed. Ouazar & Brebbia, 5, 161-174.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1994). A laboratory investigation of milling wastes properties used to build cover systems in column tests. Proc. of the Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conf. and the Third Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA, Bureau of Mines Special Pub. SP 06B-94, 2, 128-137.
- ABEELE, W.V. (1984). Hydraulic testing of crushed Bandelier Tuff. Report no. LA-10037-MS. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico.
- ABEELE, W.V. (1986). The influence of bentonite on the permeability of sandy silts. Nuclear and Chemical Waste Management, 6, 81-88.

ABEELE, W.V., WHEELER, M.L. et BURTON, B.W. (1981). Geohydrology of Bandelier Tuff. Report No. LA-8962-MS. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico.

ADAMS, L.M., LIPSCOMB, J.R. (1980). Evaluation of mine seals constructed in 1967 at Elkins, Randolph County, WV, U.S. Bureau of Mines, rapport n° 8852.

AKINDUNNI, F.F., GILLHAM, R.W., NICHOLSON, R.V. (1991). Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Can. Geot. J.*, 28, 446-451.

ALTHER, G.R., EVANS, J.C., FANG, H.-Y., WITMER, K. (1985). Influence of inorganic permeants upon the permeability of bentonite. In *Hydraulic Barriers in Soil and Rock*, ASTM STP 874, 64-73

AMYOT, G., VÉZINA, S. (1996). L'inondation : solution efficace au drainage minier acide du parc Solbec. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, NEDEM, 2, 67-87.

ANON. (1987). Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du mineraï. Environnement Canada, SPE 2/MM/3.

ANON. (1989). Trase system I. Moisture measurement for agriculture and the earth sciences by time domain reflectometry. Operating Instructions.

ANON. (1990). Acid Mine Drainage : Designing for Closure. Proc. GAC/MAC Joint Annual Meeting, Bitech Pub.

ANON. (1991). Compte rendu, 2^{ème} Conf. Int. sur la Réduction des Eaux de Drainage Acides, Montréal.

ANON. (1994). Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94.

APPELO, C.A.J. et POSTMA, D. (1993). Geochemistry groundwater and pollution. A.A. Balkema Publishers.

ARKESTEYN, G.J.M.W. (1980). Pyrite oxidation in acid sulphate soils: the role of microorganisms. *Plant and Soil*, 54, 119-134.

ARYA, L.M., PARIS, J.F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 1023-1030.

ASTARITA, G. (1967). Mass transfer with chemical reaction. Elsevier Publishing Company.

AUBERTIN, M. (1992). Ouvrages des retenue et de confinement pour les résidus miniers. Notes du cours GML-6106 : Contrôles hydrogéologiques des contaminants (non publiées). Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B., RICARD, J-F., TREMBLAY, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport final, Projet CDT P1622.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. (1996). Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide: études en laboratoire et in situ. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement, Presses de l'ENPC, Paris, 181-199.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (1991). Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches construites à partir de résidus miniers alcalins. Rapport soumis au Centre de recherches minérales. Projet C.D.T. P1610, École Polytechnique de Montréal.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BARBERA, J-M., CHAPUIS, R.P., MONZON, M., AACHIB, M. (1997). Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. Paper prepared for the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage (4th ICARD), Vancouver, B.C. (à paraître).

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1990). Projet de recherche, Parc à résidus miniers Manitou-Barvue, Devis Technique, Rapport soumis au centre de recherches minérales, Projet C.D.T. P1537.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1991). Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, 3, 1-22.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M. (1992). Projet de recherche concernant l'évaluation des barrières sèches construites à partir de résidus miniers alcalins. Rapports d'avancement soumis au centre de recherches minérales, Projet C.D.T. p1622, École Polytechnique de Montréal, (#1, 1992a) ; (#2, 1992b); (#3, 1992c).

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M. (1993). Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de revêtement pour limiter le DMA. Symposium International Géologie et Confinement des Déchets Toxiques, Géoconfine'93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, 299-308.

BAKER, E.G., HARTLEY, J.N., FREEMAN, H.D. (1984). Asphalt Emulsion Radon Barrier Systems for Uranium Mill Tailings - A Summary of Technology, 6th Symposium on Uranium Mill Tailings Management, Fort Collins, Colorado, 235-244.

BAKER, T.H.W., GOODRICH, L.E. (1987). Measurement of soil water content using the combined time-domain reflectometry - thermal conductivity probe. Can. Geotech. J., 24, 160-163.

BALL, J.W., JENNE, E.A., CANTRELL, M.W. (1981). WATEQ3: A geochemical model with uranium added. U.S. Geological Survey, Open File Report 81-1183.

BARBAGALLO, Y.C., TRIANO, S. (1993). High-tech landfill caps. Civil engineering, ASCE, 63, 66-68.

BARBOUR, S.L. (1990). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers : Discussion. Can. Geotech. J., 27, 398-401.

BARTON-BRIDGES, J.P., ROBERTSON, A.M. (1989). Geotechnical considerations in the control of acid mine drainage. Geotechnical Aspects of Tailings Disposal and Acid Mine Drainage, Vancouver, Canadian Geotechnical Society.

BEAR, J. (1972). Dynamics of fluids in porous media. Dover Publications, Inc. New York.

BEEDLOW, P.A. (1984). Design of Vegetation Covers for Long-Term Stabilization of Uranium Tailings, BPNW publications NUREG/CR-3764.

BENNETT, J.W., HARRIES, J.R., PANTELIS, G., RITCHIE, A.I.M. (1989). Limitations on pyrite oxidation rates in dumps set by air transport mechanisms. International Symposium on Biohydrometallurgy, Jackson Hole, Wyoming, August 13-18.

BERNIER, L.R. (1996a). Détermination des paramètres cristallographiques de la jarosite formée dans les résidus miniers Solbec-Cupra utilisés en colonnes. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal.

BERNIER, L.R. (1996b). Étude des variations géochimiques dans les résidus miniers Solbec-Cupra utilisés en colonnes d'essais. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal.

BONAPARTE, R. (Ed.) (1990). Waste Containment Systems: Construction, Regulation and Performance. ASCE Geotechnical Special Pub. no. 26.

BOUCHENTOUF, A. (1996). Modélisation de l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé : cas d'une barrière de recouvrement. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.A), Dépt. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.

BOWDERS, Jr., J.J., GABR, M., A., BOURY, E.M., BAKER, R.C. (1994). Engineering evaluation of amanded fly ash for hydraulic barriers. Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, 2, 226-233.

BOWLES, J.E. (1984). Physical and Geotechnical Properties of Soil. McGraw-Hill.

BROMAN, P.G., HAGLUND, P., MATTSSON, E. (1991). Use of sludge for sealing purpose in dry covers. Development and field experiences. Proc. 2nd Int. Conference on the Abatement of acidic drainage, 1, 505-514.

BROOKS, R.H., COREY, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper No.3, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado.

BROOKS, B.W., PETERS, T.H., WINCH, J.E. (1989). Manual of Methods used in the Revegetation of Reactive Sulphide Tailings Basins. Final Report, MEND Project 2.24.1, CANMET.

BUCEK, M.F., EMEL, J.L., PTRUS, C.A., SCHAD, J.A. (1976). Evaluation of the environmental effectiveness of close down procedures - Eastern Underground Coal Mines, Proceedings 6th Symposium on Coal Mine Drainage Research, Lousville (KY), 285-289.

BUES, M.A., AACHIB, M., ZILLIOX, L. (1989). Incidence of heterogeneities on pollutant transport - Density and viscosity contrasts of the liquid phase - Structure of solid matrix. Contaminant Transport in Groundwater, Kobus & Kinzelbach (eds), Balkema, Rotterdam, 251-257.

BUSSIÈRE, B. (1993). Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.A), Dépt. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.

CALDWELL, J.A., HOBBS, B.T. (1987). Environmental geotechnology and tailings reclamation. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, 362-376.

CARSEL, R.F., PARRISH, R.S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resour. Res.*, 24, 755-769.

CARSLAW, H.S., JAEGER, J.C. (1959). *Conduction of heat in solids*. Oxford University Press, London.

CARUCCIO, F.T. (1984). The Nature, Occurrence and Prediction of Acid Mine Drainage from Coal Strip Mines. A study guide for a mini-course; 1984 National Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY).

CARUCCIO, F.T., GEIDEL, G. (1983). The Effect of Plastic Liner of Acid Loads/DLM Site, WV; Proc. 4th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symp., Clarksburg, Virginie-Occidentale.

CARUCCIO, F.T., GEIDEL, G. (1984). Induced alkaline recharge zones to mitigate acidic seeps. Proceedings 1984 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 43-47.

CARUCCIO, F.T., GEIDEL, G., PELLETIER, A. (1980). The Assessment of a Stratum's Capability to Produce Acid Drainage. Proceedings Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 437-443.

CATHLES, L.M. (1979). Predictive Capabilities of a Finite Difference Model of Copper Leaching in Low Grade Industrial Sulfide Waste Dumps. *Math. Geol.*, 11, 2, 175-190.

CATHLES, L.M., SCHLITT, W.J. (1980). A Model of the Dump Leaching Process that Incorporates Oxygen Balance, Heat Balance and Two Dimensional Air Convection; Schlitt W.J. (ed.), Proc. Symp. on Leaching and Recovering Copper from As-Mined Materials, Las Vegas, 9-15.

CHAPUIS, R.P. (1990a). Sand-bentonite liners : field control methods. Canadian Geotechnical Journal, 27, 2, 216-223.

CHAPUIS, R.P. (1990b). Sand-bentonite liners : predicting permeability from laboratory tests. Canadian Geotechnical Journal, 27, 1, 47-57.

CHAPUIS, R.P. (1992). Contrôles hydrogéologiques des contaminants. Notes du cours GML-6106 (non publiées). Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

CHAPUIS, R.P., BEAUDRY, D. (1989). Conductivité hydraulique des tapis sol-bentonite. Proc. 12th ICSMFE, Rio de Janeiro, Brazil, 3, 1861-1864.

CHAPUIS, R.P., LAVOIE, J., GIRARD, D. (1990). Conception, construction, performance et réparations des tapis sol-bentonite de deux étangs. Proc. 43rd Canadian Geotechnical Conference, Québec, 349-358.

CHAPUIS, R.P., MARCOTTE, M. (1991). Évaluation de la performance hydraulique globale des tapis de sol-bentonite, argile, géomembranes. Première Conférence Canadienne de géotechnique environnementale, Chapuis & Aubertin (Éds.), 245-252.

CHAPUIS, R.P., MONTOUR, I. (1990). Évaluation de l'équation de Kozeny-Carman pour prédire la conductivité hydraulique. Compte rendu, 45e Conférence Canadienne de Géotechnique, Toronto, 1-10.

CHAPUIS, R.P., POULIOT, G. (1990). Détermination de la teneur en bentonite de mélanges d'étanchéité sable-bentonite par diffractométrie des rayons-X. Rapport CDT, École Polytechnique de Montréal, juin 1990.

CHEN, P.K., KESHIAN, B.JR., GUROS, F.B. (1988). Settlement of uranium mill tailings. Hydraulic Fill Structures, ASCE, 227-253.

CHIU, T.-F., SHACKELFORD, C.D. (1994). Practical aspects of capillary barrier effect for landfills. 70th International Madison Waste Conference, Dep. Of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison, 357-375.

CMA (California Mining Association) (1992). Mine Waste Management. Hutchison, I.P.G. et Ellison, R.D. (Editors), 201-271.

COLLIN, M. (1987). Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transportation in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings. Thèse de doctorat, Royal Institute of Technology, Suède.

COLLIN, M., RASMUSON, A. (1990). Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Acid mine drainage : designing for closure. GAC-MAC Annual Meeting, may, 311-333.

COREY, A.T. (1954). The interrelation between gas and oil relative permeabilities. Producer's Monthly No. 1, 19, 38-41

CRANK, J. (1975). The mathematics of diffusion. 2nd ed. Clarendon Press, Oxford, United Kingdom.

CRI (Coastech Research Inc) (1991). Acid rock drainage prediction manual - A manual of chemical evaluation procedures for the prediction of acid generation from mine wastes. Prepared for CANMET-MSL Division, Department of Energy, Mines and Resources, Canada.

CROOKS, V.E., QUIGLEY, R.M. (1984). Saline leachate migration through clay: A comparative laboratory and field test investigation. Canadian Geotechnical Journal, 21, 349-362.

CSIRO (1990). Pyelab TDR system - Users guide, Version 2.70.

CURRIE, J. A. (1960). Gaseous diffusion in porous media. Part 1 : A non-steady state method. Part 2: Dry granular materials. Brit. J. Appl. Physics, 11, 314-324.,

DANIEL, D.E., ESTORNELL, P.M. (1990). Compilation of information on alternative barriers for cover and cover systems, EPA/600/2-91/002.

DANIEL, D.E., RICHARDSON, G.N. (1995). The role of geomembranes and geosynthetic clay liners in landfill covers. Geotechnical Fabrics Report, January/February'95, 44-49.

D'APPOLONIA, D.J. (1980). Soil-bentonite slurry trench cutoffs. ASCE Journal of the Geotechnical Engineering Division, 106, 399-417.

DAVÉ, N.K. et VIVYURKA, A.J. (1994). Water cover on acid generating uranium tailings - Laboratory and field studies. Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94, 297-306.

DAVIS, J.L. ET CHUDOBIAK, W.J. (1975). In-situ meter for measuring relative permittivity of soils. Geological Survey of Canada Paper 75-1A, 75-79.

DAVIS, G.B., RITCHIE, A.I.M. (1983). A Model of Pyritic Oxidation in Waste Rock. Proceedings Mining, Milling and Waste Treatment including Rehabilitation with Emphasis on Uranium Mining, Darwin, Australie, 22-1 à 22-13.

DAVIS, G.B., RITCHIE, A.I.M. (1986). A model of oxidation in pyritic mine waste: Part 1, equations and approximate solution. Appli. Math. Modelling, 10, 314-322.

DYE, R.F., DALLAVALLE, J.M. (1958). Diffusion of gases in porous media. Ind. Eng. Chem., 50, 1195-1200.

DENHOLM, E., HALLAM, R. (1991). A review of acid generation research at the Samatosum mine. Reclamation and Sustainable Development, Proc. 15th Ann. B.C. Mine Reclamation Symp. Kamloops, 389-397.

DIRKSEN, S., DASBERG, C. (1993). Improved calibration of time domain reflectometry soil water content measurements. Soil Sci. Soc. Am. J., 57, 660-667.

DUBROVSKY, N.M., CHERRY, J.A., REARDON, E.J. et VIVYURKA, A.J. (1984). Geochemical evolution of pyritic tailings in Elliot Lake uranium district. Can. Geotech. J., 22, 110-128.

EGER, P., LAPAKKO, K. (1981). The leaching and reclamation of low grade mineralized stockpiles. Proceedings 1981 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 157-165.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1991). Design and Construction of RCRA/CERCLA Final Covers. EPA/625/4-91/025.

FARMER, E.E., RICHARDSON, B.Z. (1981). Acid Mine Waste Revegetation : Influence on Soil - Water Quality. United States Dept. of Agriculture, Forest Service, Research Paper INT-226.

FEASBY, G., JONES, R.K. (1994). Résultats de l'atelier sur la réhabilitation des sites miniers. Toronto, mars'94, rapport publié par CANMET.

FELMY, A.R., GIRVIN, D.C., JENNE, E.A. (1984). MINTEQ-Computer program for calculating aqueous geochemical equilibrium. Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington, U.S.A.

FERGUSON, K.D., ERICKSON, P.M. (1986). Pre-Mine Prediction of Acid Mine Drainage. Environmental Impact and Management of Mine Tailings and Dredged Materials. Salomans, W. et U. Forstner (éd.), Springer Verlag, Heidelberg, RFA.

FILION, M., SIROIS, L., FERGUSON, K. (1990). Acid Mine Drainage Research in Canada. Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières, NEDEM, 7-34.

FLEGG, P.B. (1953). The effect of aggregation on diffusion of gases and vapors through soils. *J. Sci. Food Agric.*, 4, 104-108.

FLÜHLER, J. (1973) (dans COLLIN, M. 1987). Sauerstoffdiffusion im Boden. *Mitteilungen der Schweizerische Ansalt für das forstliche Versuchswesen*, 49, 125-250.

FRÉCHETTE, R.J. (1994). Construction of access ramps and reclamation covers upon tailings impoundment surfaces. Tailings & Mine Waste'94, A.A. Balkema, 195-204.

FREDLUND, D.G., RAHARDJO, H. (1993). Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John-Wiley and Sons, New York.

FREEZE, R.A., CHERRY, J.A. (1979). Groundwater, Prentice-Hall.

FRIND, E.O., GILLHAM, R.W., PICKENS, J.F. (1976). Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. Proceedings of the First International Conference on Finite Elements in water Resources, Princeton University.

GARGA, V.Y., SMITH, H.R., SCHARER, J.M. (1983). Abondonment of acid generating mine tailings. Proc. 7th PanAm Conf. Soil Mech. and Found. Engng, 2, 613-626.

GARRELS, R.M., CHRIST, C.L. (1965). Solutions, minerals, and equilibria. Harper and Row, New York.

GEIDEL, G., CARUCCIO, F.T. (1982). Acid drainage response to surface limestone layers. Proceedings 1982 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 403-406.

GEIDEL, G., CARUCCIO, F.T. (1984). A field evaluation of the selective placement of acidic material within the backfill of a reclaimed coal mine. Proceedings 1984 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 122-131

GARZON, M., LEGUY, M.C. (1993). New method of tire landfill protection against fire. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering, Yong et al. (eds.), 1, 909-916.

GIGNAC, C. (1996). Qualité des effluents des sites miniers acides après restauration. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, NEDEM, 2, 285-296.

GILLHAM, R.W., ROBIN, M.J.L., DYTYNYSYHYN, D.J., JOHNSTON, H.M. (1984). Diffusion of nonreactive and reactive solute through fine-grained barrier materials. Can. Geotech. J., 21, 541-550.

GOLDER ASSOCIATES (1996). The engineering and construction of soil covers. Document presented by F.W. Firlotte at the MEND Workshop on Dry Cover Technologies for Acid Mine Drainage, Sudbury (Ontario).

GUPTA, S.C., LARSON, W.E. (1979). Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent and bulk density. Water Resour. Res., 15, 1633-1635.

HALBERT, B.E., SCHÄFER, J.M., KNAPP, R.A., GORBER, D.M. (1983). Determination of acid generation rates in pyritic mine tailings. Proceedings 56th annual conference of the water pollution control federation, Atlanta, Georgia.

HAMMACK, R.W., WATZLAFF, G.R. (1990). The effect of oxygen on pyrite oxidation. In Proceedings, 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition, Charleston, W.V., 257-264.

HARRIES, J.R., RITCHIE, A.I.M. (1985). The impact of rehabilitation measures on the physiochemical conditions within mine wastes undergoing pyritic oxidation. International Symposium on Biohydrometallurgy, Vancouver.

HARRIES, J.R., RITCHIE, A.I.M. (1990). Australian Experience in Controlling Acid Generation in Mine Waste Rock Dumps. In Acid Mine Drainage : Designing for Closure. GAC-MAC Annual Meeting, 231-239.

HAVERKAMP, R., VAUCLIN, M., TOUMA, J., WIERENGA, P.J., VACHAUD, G. (1977). A comparison of numerical simulation models for one-dimensional infiltration. Soil Sci. Soc. Amer. J., 41, 285-294.

HERRMANN, J.G. (1980). Water infiltration control to achieve mine water pollution control - the dents run watershed demonstration project. EPA-600/PS7-80-128, Cincinnati (Ohio).

HILLEL, D. (1971). Soil and water: physical principles and processes. Academic Press, NY.

HILLEL, D. (1980). Applications of Soil Physics, Academic Press, New York, NY.

HINKLE, K.R. (1984). Reclamation of toxic mine waste utilizing sewage sludge: Contrary creek demonstration project. Addendum report, EPA-600/S2-84-016, Cincinnati (Ohio).

HUTCHISON, I.P., ELLISON, R.D. (eds.) (1992). Mine Waste Management. California Mining Association.

JACOBSEN, O.H., SCHJONNING, P. (1993). A laboratory calibration of time domain reflectometry for soil water measurement including effects of bulk density and texture. *J. Hydrol.*, 151, 159-172.

JAYNES, D.B., ROGOWSKI, A.S., PIONKE, H.B. (1984). Acid Mine Drainage from Reclaimed Coal Strip Mines 1. Model Description. *Water Resources Research*, 20, 233-242.

JEFFERY, J.J., LOWSON, R.T., SARBUCK, J.V., BOWDLER, R.J. (1988). Sulphide oxidation in pyritic overburden. A controlled leach column study. The 3d Int. Mine Water Congress. Melbourne, Australia, 157-164.

JEGAT, H. (1975). Etude expérimentale et simulation d'écoulement de fluides miscibles en milieux poreux non saturés. Thèse de doctorat de 3ème cycle, Université Scientifique et Médicale et Institut National Polytechnique de Grenoble.

JELLICK, G.J., SCHNABEL, R.R. (1986). Evaluation of a field method for determining the gas diffusion coefficient in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 18-23.

JONES, C.E., WONG, J.Y. (1994). Shotcrete as a cementitious cover for acid generating waste rock piles. Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, 2, 104-121.

KENG, J.C.W. ET TOPP, G.C. (1983). Measuring water content of soil columns in the laboratory: a comparison of gamma ray attenuation and TDR techniques. *Can.J.Soil Sci.*, 63, 37-43.

KESHIAN, B.JR., RAGER, R.E. (1988). Geotechnical properties of hydraulically placed uranium mill tailings. *Hydraulic Fill Structures, ASCE*, 227-253.

KLEINMANN, R.L.P., CRERAR, D.A., PACELLI, R.R. (1981). Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation. *Mining Engineering*, 300-304.

KNIGHT, J.H. (1992). Sensitivity of time domain reflectometry measurements to lateral variations in soil water content. *Water Resour. Res.*, 28, 9, 2345-2352.

KOERNER, R.M. (1984). Construction and Geotechnical Methods in Foundation Engineering. McGraw-Hill.

KOERNER, R.M. (1994). Designing with geosynthetics. 3rd Edition, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

KOERNER, R.M., HALSE, Y.H., LORD, A.E. (1990). Long-term durability and aging of geomembranes. *Waste containment systems : Construction, regulation and performance*, ASCE, Geotech. Spec. Pub., 26, 106-134.

KONASEWICH, D., JONES, C., MORIN, K., GERENCHER, E. (1990). Hydrogeological Assessment and Development of AMD Control Technology for Myra Falls Waste Rock. Report Submitted to B.C. Acid Mine Drainage Task Force by North West Geochem.

KOOL, J.B., VAN GENUCHTEN, M. TH. (1991). HYDRUS : One-dimensional variably saturated flow and transport model, including hysteresis and root water uptake. U.S. Salinity Lab., USDA-ARS, Riverside, California.

KOVÁCS, G. (1981). Seepage hydraulics. Elsevier Scientific Pub. Cie, Amsterdam.

LAI, S.H., TIEDJE, J.M., ERICKSON, A.E. (1976). In-situ measurement of gas diffusion coefficient in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 40, 3-6.

LAMBE, T.W., WHITMAN, R.V. (1979). Soil Mechanics, SI Version. John Wiley and Sons, New York.

LANDVA, A., KNOWLES, G.D. (Eds.) (1990). Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. ASTM STP 1070.

LAPAKKO, K., ANTONSON, D. (1990). Treatment of Waste Rock Drainage with Limestone Beds. In Acid Mine Drainage : Designing for Closure. GAC-MAC Annual Meeting, 273-283.

LAWRENCE, R.W. (1990). Laboratory Procedures for the Prediction of Long Term Weathering Characteristics of Mining Wastes. GAC/MAC Joint Annual Meeting. Acid Mine Drainage: Designing for Closure. Vancouver, B.C., Canada.

LEACH III, E.G., CARUCCIO, F.T. (1991). The effect of hydrologic zonation upon the acid production potential of pyritic rock. Proceedings of 12th annual West Virginia Mine Drainage Task Force, Morgantown, WV.

L'ECUYER, M., CHAPUIS, R.P., AUBERTIN, M. (1992). Field and laboratory investigations of hydraulic conductivity of acid producing mine tailings. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong, Hadjinicolaou & Mohamed (Eds.), 213-220.

LEMON, E.R., ERICKSON, A.E. (1952). The measurement of oxygen diffusion in the soil with a platinum microelectrode. Soil Sci. Soc. Proc., 160-163.

LOOK, B.G., REEVES, I.N. (1992). The Application of time domain reflectometry in geotechnical instrumentation. Geotechnical Testing Journal, GTJODJ, 15, 3, 277-283.

LOPES, R.F., BUETTNER, W.G. (1991). Design and construction quality assurance of a soil-bentonite liner. Première Conférence Canadienne de géotechnique environnementale, Chapuis & Aubertin (Éds.), 193-200.

LUCKNER, L., VAN GENUCHTEN, M.Th., NIELSEN, D.R. (1989). A consistent set of parametric models for the two-phase flow of immiscible fluids in the subsurface. Water Resour. Res., 25, 2187-2193.

LUSARDI, P.J., ERICKSON, P.M. (1985). Assessment and reclamation of an abandoned acid-producing strip mine in Northern Clarion Country. Pennsylvania, Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 313-321.

LUTTON, R.J. (1987). Design, construction and maintenance of cover systems for hazardous waste - an engineering guidance document. Report EPA/600/52-87/039.

MABES, D.L., JAMES, H.H., WILLIAMS, R.E. (1977). Physical properties of Pb-Zn mine-process wastes. Proceedings, Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, ASCE, 103-117.

MAGNUSSON, M., RASMUSON, A. (1983) (dans SRK, 1991). Transportberäkningar pd vittringsforloppet i gruvavfall, The National Swedish Environmental Protection Board, rapport SNV PM 1689.

MALTBY, V., EPPSTEIN, L.K. (1994). A field-scale study of the use of paper industry sludges as hydraulic barriers in landfill cover systems. Hydraulic conductivity and waste contaminant transport in soil, Daniel, D.E., Trautwein, S.J. (eds.), ASTM, STP 1142, 546-558.

MARCOTTE, R. (1994). Inventaire, classification et coûts de restauration des sites miniers du Québec. Ministère des ressources naturelles du Québec.

MARCOUX, L., GRENIER, R.A. (1990). Simulation de l'inondation du parc à résidus de la Solbec-Cupra. Colloque sur la Réduction et le Drainage des Effluents Acides Générés par les Activités Minières, Conférences, NEDEM, 97-114.

MARKOS, G., BUSH, K.J. (1982). Physico-chemical processes in uranium mill tailings and their relationships to contamination, Proceedings of Two NEA Workshops on Uranium Ore Processing/Tailings Conditioning for Minimizing Long Term Environmental Problems in Tailings Disposal, Colorado State University, Fort Collins, 1981, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France, 99-114.

MARRON, J.-C., SIMARD, C., LAGANIÈRE, G. (1990). Analyse statistique du pourcentage de bentonite dans un mélange sol-bentonite réalisé in situ. Proc. CSCE Annual Conference, Hamilton, Ont., 2, 610-625.

MARSHALL, T.J. (1959). The diffusion of gases through porous media. *J. Soil Sci.*, 10, 79-82.

MARTIN, J.P., BROWNING, J.S., SUSAVIDGE, M.A. (1990). Hydrocarbon waste stabilized with a cement clay matrix. Construction, Regulation and Performance. Bonaparte (ed.), ASCE, GSP, 26, 1123-1136.

McKEON, T.J., TYLER, S.W., MAYER, D.W., REISENAUER, A.E. (1983). TRUST-II utility package: partially saturated soil characterization, grid generation, and advective transport analysis, NUREG/CR-3443, PNL-4805, RU, Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington, D.C., january.

McMULLEN, J., FIRLOTTE, R., KNAPP, R., AUBERTIN, M. (1997). Les terrains aurifères site closure and rehabilitation : conceptual to construction. 29th Annual CMP Operators Conference, CIM-CMP, 273-292.

MILLER, E.E., GARDNER, W.H. (1962). Water infiltration into stratified soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 26, 115-118.

MILLER, S.D. (1979). Chemistry of a pyrite strip-mine spoil. Ph.D. dissertation, Yale University, New Haven, CT.

MILLER, S.D., JEFFERY, J.J., MURRAY, G.S.C. (1990). Identification and Management of Acid Generating Mine Wastes - Procedures and Practices in South-East Asia and the Pacific Regions. GAC/MAC Joint Annual Meeting. Acid Mine Drainage: Designing for Closure. Vancouver, B.C., Canada.

MILLINGTON, R.J. (1959). Gas diffusion in porous media. *Science*, 130, 100-102.

MILLINGTON, R.J., QUIRK, J.P. (1961). Permeability of porous solids. *Faraday Soc. Trans.*, 57, 1200-1206.

MILLINGTON, R.J., SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. *Soil Science*, 111, 372-378.

MITCHELL, D.G., McLEAN, M.A., GATES, T.E. (1990). Stability of lined slopes at landfills and surface impoundments. Project summary, EPA/600/52-89/057.

MITTAL, H., MORGESTERN, N.R. (1976). Seepage control in tailings dams. *Can. Geotech. J.*, 13, 277-293.

MOFFITT, L.R. (1964). Time domain reflectometry - Theory and applications. Eng. Des. News, 38-44.

MOREL-SEYTOUX, H.J. (1992). The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties. HYDROWAR Report 92.4, Hydrology Days Publications, 57 Shelby Lane, Atherton, CA 94027-3926, 109.

MORIN, K.A., GERENCHER, E., JONES, C.E., KONASEWICH, D.E., HARRIES, J.R. (1990). Critical literature review of acid drainage from waste-rock.

MUALEM, Y. (1974). A conceptual model of hysteresis. Water Resour. Res., 10, 514-520.

MUALEM, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res., 12, 513-522.

MUALEM, Y. (1986). Hydraulic conductivity of unsaturated soils: Prediction and formulas. Klute, A. (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods. Agron. Monogr. 9 (2nd ed.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, 799-823.

MUSY, A., SOUTTER, M. (1991). Physique du sol. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.

NADLER, A., DASBERG,S., LAPID, I. (1991). Time Domain Reflectometry Measurements of Water Content and Electrical Conductivity of Layered Soil Columns. Soil Sci. Soc. Am. J., 55, 938-943.

NICHOLSON, R.V. (1984). Pyrite oxidation in carbonate-buffered systems: experimental kinetics and control by oxygen diffusion in porous media. Ph.D. thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ont.

NICHOLSON, R.V., AKINDUNNI, F.F., SYDOR, R.C., GILLHAM, R.W. (1991). Saturated tailings covers above the water table : The physics and criteria for design. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, NEDEM 1991, 443-460.

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A., REARDON, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 26, 1-8.

NOLAN, DAVIS AND ASSOCIATES (1987). Study of Acid Waste Rock Management at Canadian Base Metal Mines ; étude préparée pour Énergie, Mines et Ressources Canada (CANMET) DSS no 23317-6-1738/01-SQ.

NORDSTROM, D.K. (1982). Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. In Acid Sulfate Weathering, Soil Science Society of America, Special Publication 10, 37-56.

NORTON, P.J. (ed.) (1990). Acid mine water in pyritic environments. Proc. Lisboa 90 Int. Symp., Int. J. Mine Water, IMWA, Special Issues, 9, 1-4.

OAKLEY, R.E. (1987). Design and performance of earth-lined containment systems. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, 117-136.

OWEIS, I.S., KHERA, R.P. (1990). Geotechnology of Waste Management. Butterworths.

PAPENDICK, R.I., RUNKLES, J.R. (1965). Transient-state oxygen diffusion in soil: I. The case when rate of oxygen consumption is constant. Soil Sci., 100, 251-261.

- PARLANGE, J.Y. (1976). Capillary hysteresis and relationship between drying and wetting curves. *Water Resour. Res.*, 12, 224-228.
- PATTERSON, R.J. (1987). Environmental and reclamation measures at Equity Silver Mines Ltd., Proc. Acid Mine Drainage Seminary/Workshops, Halifax, N.S., Environment Canada, 457-477.
- PATTERSON, D.E. ET SMITH, M.W. (1985). Unfrozen water content in saline soils : results using time domain reflectometry. *Canadian Geotechnical Journal*, 22, 95-101.
- PENMAN, H.L. (1940). Gas and vapor movements in the soil : II. The diffusion of carbon dioxide through porous solids. *J. Agric. Sci.*, 30, 570-581.
- PERKINS, T.K., JOHNSTON, O.C. (1963). A review of diffusion and dispersion in porous media. *Journal of the Society of Petroleum Engineers*, 17, 70-83.
- PERRY, E.F. (1985). Overburden analysis: An evaluation of methods. Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 369-375.
- PFANNKUCH, H.O. (1963). Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. *Rev. Inst. Fr. Petrol.*, n° 2, 18, 215-270.
- PHILIP, J.R. (1957). The theory of infiltration : Effect of water depth over soil. *Soil Sci.*, 85, 278-286.
- PHILIP, J.R. (1969). Theory of infiltration. *Advan. Hydroscience*, 5, 216-296.

PIERCE, W.G., BELZILE, N., WISEMAN, M.E., WINTERHALDER, K. (1994). Composted organic wastes as anaerobic reducing covers for long term abandonment of acid-generating tailings, Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, 2, 148-157.

POLUBARINOVA-KOCHINA, P. YA. (1962). Theory of Ground Water Movement (in Russian). English transl. by R.J.M. De Wiest, Princeton University Press, Princeton, N.J.

PYRIH, R.Z., ROUSE, J.V. (1989). Attenuation processes: a viable regulatory alternative. Environmental Hazards Conference and Exposition, Bellevue, Washington. Preprint. February 14-16.

QUIGLEY, R.M., YANFUL, E.K., FERNANDEZ, F. (1987). Ion transfer by diffusion through clayey barriers. Proceedings of ASCE Specialty Conference on Geotechnical Aspects of Waste Disposal, Ann Arbor, 137-158.

RASMUSON, A., ERIKSSON, J.C. (1987). Capillary barriers in covers for mine tailing dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.

RAWLS, W. J., BRAKENSIEK, D.L., SAXTON, K. E. (1982). Estimating soil water properties. Transactions, ASAE, 25(5), 1316-1320.

REARDON, E.J., MODDLE, P.M. (1985). Gas diffusion coefficient measurements on uranium mill tailings : implications to cover layer design. Uranium, 2, 111-131.

REIBLE, D.D., SHAIR, F.H. (1982). A technique for the measurement of gaseous diffusion in porous media. Journal of Soil Science, 33, 165-174.

REISENAUER, A.E., KEY, K.T., NARASIMHAN, T.N., NELSON, R.S. (1982). TRUST: a computer program for variably saturated flow in multidimensional, deformable media; PNL-3975, (NUREG/CR-2360) Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington.

RICARD, J.F. (1994). Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

RICCA, V.T., SHUTZ, R.R. (1979). Acid Mine Drainage Modelling of Surface Mining. Proceedings 1st International Mine Drainage Symposium, 651-670.

RITCEY, G.M. (1989). Tailings management, problems and solutions in the mining industry. Elsevier.

RITCEY, G.M. (1991). Deep water disposal of pyritic tailings - a simulation for acid prediction. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, 1, 421-442.

RITCEY, G.M., SILVER, M. (1987). Use of bog cover to inhibit sulphide oxidation in tailings. Unpublished data, CANMET, Energy, Mines and Resources, Canada.

ROBINSON, D.A., BELL, J.P., BATCHELOR, C.H. (1994). Influence of iron minerals on the determination of soil water content using dielectric techniques. Journal of Hydrology, 161, 169-180.

ROLLIN, A.L., MLYNAREK, J., LAFLEUR, J., ZANESCU, A. (1992). The investigation of a seven year old HDPE geomembrane used in a landfill. Sardinia'91, 3rd Int. Landfill Symp., 1, 667-678.

ROWE, R.K. (1987). Pollutant transport through barriers. Proceedings of Geotechnical Practice for Waste Disposal'87/GT Div. ASCE/Ann Arbor, MI, 159-181.

ROWE, R.K., BOOKER, J.R. (1990). Pollute v5.0 1-D pollutant migration through a non homogenous soil. User Manual. Geotechnical Research Center. Faculty of Engineering Science, The University of Western Ontario. Report No. GEOP 90-1.

ROWE, R.K., CAERS, C.J., BARONNE, F. (1988). Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil. Canadian Geotechnical Journal, 15, 108-118.

RUMER, R.R., RYAN, M.E. (1995). Containment technologies for environmental remediation applications. Report prepared for Dupont Corporation Remediation Group, by New York State Center for Hazardous Waste Management, Buffalo (to be published).

SAARELA, J. (1994). Design and construction of landfill cover. Report of Technical Committee on Environmental Control (TCS). Proc. First International Congress on Environmental Geotechnics, 987-991.

SENES (1984). Assessment of the Mechanisms of Bacterially Assisted Oxidation of Pyritic Uranium Tailings. Programme National de recherche sur les résidus d'uranium, Énergie, Mines et Ressources, Ottawa.

SENES CONSULTING LTD. (1994). Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. Final report, MEND project 2.20.1, CANMET.

SENES ET BEAK (CONSULTANTS LIMITED) (1986). Estimation of the Limits of Acid Generation by Bacterially-Assisted Oxidation in Uranium Mill Tailings; DSS File 315SQ.23241-5-1712. Report prepared by Senes Consultants and Beak Consultants for the National Uranium Tailings Program. Energy, Mines and Resources Canada, Ottawa, Ont.

SHACKELFORD, C.D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal. A review. *J. Contam. Hydrol.*, 7, 177-217.

SHACKELFORD, C.D., DANIEL, D.E. (1991). Diffusion in saturated soil, I. Background, *Am. Soc. Civ. Eng., Geotech. Eng.*, 117(3).

SHAKOOR, A., SCHMIDT, M.L. (1989). Lime sludge stabilization of sand for capping sanitary landfills. *Bull. AEG*, 26, 227-239.

SHELHORN, M.A., Sobek, A.A., Rastogi, V. (1985). Results from field applications of controlled release bactericides on toxic mine waste. *Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 357-360.

SHEREMATA, T.W., YANFUL, E.K., ST-ARNAUD, L.C., PAYANT, S.C. (1991). Flooding and lime addition for the control of acidic drainage from mine waste rock : a comparative laboratory study. *Première Conférence Canadienne de géotechnique environnementale*, Chapuis & Aubertin (Éds.), 417-423.

SILVER, M. (1986). Analytical techniques - A research on the abatement of bacterial acid generation in pyritic tailings, CANMET Report 86-3E.

SKALING, W. (1992). TRASE : a product history. SSSA Spec. Publ. (Soil Sci. Soc. Am.), 30, 187-207.

SMITH, G.N. (1990). Elements of soil mechanics. 6th edition, BSP Professional Books, Oxford.

SMITH, E.E., SHUMATE, K.S. (1970). Water Pollution Contamination Reservoir Report No. 14010 FPS DAST-40, U.S. Dept. Int., FWPCA.

SOBEK, A.A. (1987). The use of Surfactant to prevent AMD in Coal Refuse and Base Metal Tailings ; Proc. Acid Mine Drainage Seminar/Workshop, Halifax, N.-É., 23-26 mars, Environnement Canada, catalogue no EN 40-11-7/1987.

SOBEK, A.A., SCHULLER, W.A., FREEMAN, J.R., SMITH, R.M. (1978). Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils. EPA-600/2-78-054.

SPIRES, A.C. (1975). Studies on the use of overburden soils in facilitating vegetation growth on high sulphide tailings, M.Sc. Thesis, Dept. of Biology, Laurentian University, Sudbury.

SRINILTA, S., NIELSEN, D.R., KIRKHAM, D. (1969). Steady flow of water through a two-layer soil. Water Resour. Res., 5, 1053-1063.

SRK (1987). The Technology of Uranium Mill Tailings Disposal. Rapport 58903 préparé pour le programme national de recherche sur les résidus d'uranium, Énergie, Mines et Ressources Canada, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie.

SRK (Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc.) (1986). The technology of uranium tailings covers. Report 58901, DSS report 15SQ.23241-5-1709, Énergie, Mines et Ressources, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie.

SRK (1988). Cover Technology for Acid Mine Drainage Abatement : Literature Survey for Norwegian State Pollution Control Authority ; rapport no 64702/1.

SRK (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. B.C. AMD Task Force, Document traduit par le Centre de Recherches Minérales (MER), 1.

SRK, SENES CONSULTANTS LTD., MELIS CONSULTANT ENGINEERS LTD. (1987). Canadian Uranium Mill Waste Disposal Technology. DSS Report 15SQ.23317-6-1730. Énergie, Mines et Ressources, CANMET.

ST-ARNAUD, L., YANFUL, E.K., PRAIRIE, R., DAVE, N.K. (1989). Evolution of acidic pore water at the Wait Amulet tailings site, Noranda, Québec. Tailings and Effluent Management, CIM, Pergamon Press, 93-102.

STRACHEN, C. (1994). Covering tailings - Some theoretical and practical aspects. Tailings & Mine Waste'94, A.A. Balkema, 189-192.

STRACHEN, C., OLENICK, C. (1994). Design and construction of the closure plan for the conquista uranium mill tailings impoundment. Proc. First Int. Cong. Environmental Geotechnics, Edmonton, 915-920.

STREETER, V.L., WYLIE, E.B. (1981). Fluid mechanics. First SI metric edition, McGraw-Hill Ryerson Limited, Toronto.

STUART, D.M., JOHN, J.J., THERESA, A.D. (1994). Developments in predicting and management of acid forming mine wastes in Australia and Southeast Asia. Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94, 177-184.

STUMM, W., MORGAN, J.J. (1981). Aquatic Chemistry. 2^e édition, John Wiley and Sons, New York (NY).

TAYLOR, S.A. (1949). Oxygen diffusion in porous media as a measure of soil aeration. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 14, 55-61.

TEKTRONIX 1989. Tektronix 1502C metallic time domain reflectometer. Operator Manual.

THONY, J.L. (1970). Étude expérimentale des phénomènes d'hystéresis dans les écoulements en milieux poreux non saturés. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université de Grenoble.

TOPP, G.C. (1971). Soil-water hysteresis: the domain theory extended to pore interaction conditions. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 35, 219-225.

TOPP, G.C. (1987). The application of time domain reflectometry (TDR) to soil water content measurement. Proc. of Intel Conference on Measurement of Soil and Plant Water Status, 1, 85-93.

TOPP, G.C., DAVIS, J.L., ANNAN, A.P. (1980). Electromagnetic determination of soil water content : Measurements in coaxial transmission lines. Water Resources Research, 16, 3, 574-582.

TREMBLAY, L. (1995). Étude du transport de l'oxygène dans des matériaux poreux partiellement saturé. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

TREMBLAY, R.L. (1993). Étude de l'efficacité d'une barrière humide construite à partir de résidus forestiers : le projet East Sullivan. NEDEM'93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Val d'or, 123-142.

TROEH, F.R., JABERO, J.D., KIRKHAM, D. (1982). Gaseous diffusion equations for porous materials. *Geoderma*, 27, 239-253.

USBM (1982). Molybdenum Removal from Concentrator Wastewater. U.S. Bureau of Mines Report of Investigations 8686.

USBM (1985). Control of Acid Mine Drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9027, 1985.

VACHAUD, G., THONY, J.L. (1971). Hysteresis during infiltration and redistribution in a soil column at different initial water contents. *Water Resour. Res.*, 7, 111-127.

VAN BAVEL, C.H.M. (1952). Gaseous diffusion and porosity in porous media. *Soil Sci.*, 73, 91-104.

VAN BRAKEL, J., HEERTJES, P.M. (1974). Analysis of diffusion in macroporous media in terms of a porosity, a tortuosity and a constrictivity factor. *Int. J. Heat Mass Transfer*, 17, 1093-1103.

VAN GENUCHTEN, M.TH. (1978). Simulation models and their application to landfill disposal siting: A review of current technology. Land Disposal of Hazardous Wastes, Proc. 4th Ann. Research Symp., EPA-600/9-78-016, 191-214.

VAN GENUCHTEN, M. TH. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 892-898.

VAN GENUCHTEN, M. TH. (1987). A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Unpub. Research Report, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

VAN GENUCHTEN, M. TH., LEIJ, F.J., YATES, S.R. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA/600/2-91/065, 85.

VAUCLIN, M. (1984). Infiltration in unsaturated soils. NATO ASI Series, Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media, Bear & Corapcioglu (eds.), 259-313.

VAUCLIN, M., HAVERKAMP, R., VACHAUD, G. (1979). Résolution numérique d'une équation de diffusion non linéaire. Application à l'infiltration de l'eau dans les sols non saturés. Presses Universitaires de Grenoble.

VAUCLIN, M., VACHAUD, G. (1984). Transferts hydriques dans les sols non saturés, non homogènes. Annales des Mines, Écoulements dans les Milieux Poreux ou Fissurés, n° 5-6, 63-74.

VELDHUIZEN, H., BLOWES, D.W., SIWIK, R.S. (1987). The effectiveness of vegetation in controlling acid generation in base metal tailings. proc. Acid Mine Drainage Seminar, Environment Canada, 507-536.

VICK, S.G. (1983). Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams. John Wiley & sons.

WAGENET, R.J. (1983). Principles of salt movement in soil. Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems, SSSA Spec. Publ. No. 11, 123-140.

WALTERS, W.H. (1982). Rock Riprap Design Methods and their Applicability to Long-Term Protection of Uranium Mill Tailings Impoundments, NUREG/CR-2683, PNL-4252.

WATZLAF, G.R. (1986). Control of Acid Drainage from Mine Wastes Using Bacterial Inhibitors; Proc. of the 1986 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Jackson, Mississippi, 17-20 mars.

WCGR (Waterloo Centre for Groundwater Research) (1991). Preliminary Hydrogeochemical Investigation of the Falconbridge New Tailings Impoundment: Fall 1990. Final Report (Nicholson, R.V., David, D.J.), University of Waterloo, Ontario.

WESTALL, J.C., ZACHARY, J.L., MOREL, F.M.M. (1976). MINEQL, A computer program for the calculation of chemical equilibrium composition of aqueous systems. Technical Note 18, Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts.

WHITE, W.W., TRUJILLO, E.M., LIN, C.K. (1994). Chemical predictive modeling of acid mine drainage from waste rock: model development and comparison of modeled output to experimental data. Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94, pp. 157-166.

WILLIAMS, E.G., ROSE, A.W., PARIZEK, R.R., WATERS, S.A. (1982). Factors Controlling the Generation of Acid Mine Drainage. Rapport présenté au U.S. Bureau of Mines, Research Grant G5105086, 256 p.

WÖSTEN, J.H.M., VAN GENUCHTEN, M.Th. (1988). Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52, 1762-1770.

WRIGHT, W., TURNER, A.K., KOOPER, C.E. (1987). Use of the help model in evaluating the cover design for a uranium mill tailings disposal site. EPA, Proc. Nat. Conf. on Hazardous Wastes and Hazardous Materials, Washington, D.C., 58-63.

YANFUL, E.K. (1990a). Recouvrement géologique pour contrôler le drainage minier acide. Comptes rendus du Colloque sur la Réduction et le Drainage des Effluents Acides Générés par les Activités Minières, NEDEM, 65-83.

YANFUL, E.K. (1990b). An investigation of engineered soil cover technology for Heath Steele waste piles. Reaserch Report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Québec).

YANFUL, E.K. (1991a). Engineered soil covers for reactive tailings management : theroretical concepts and laboratory development. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, 1, 461-485.

YANFUL, E.K. (1991b). Development of Laboratory Methodologies for Evaluating the Effectiveness of Reactive Tailings Covers. Final Report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Québec).

YANFUL, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering, ASCE*, 119, no. 8, 1207-1228.

YONG, R.N., MOHAMED, A.M.O., WARKENTIN, B.P. (1992). Principles of contaminant transport in soils. *Developments in Geotechnical Engineering*, 73, Elsevier.

YOUNGS, E. G. (1960). The drainage of liquids from porous materials. *J. Geophys. Res.*, 65, 4025-4030.

ZASLAVSKY, D. (1964). Theory of unsaturated flow into a non-uniform soil profile. *Soil Sci.*, 97, 400-410.

ZEGLIN, S.J., WHITE, I., JENKINS, D.R. (1989). Improved field probes for soil water content and electrical conductivity measurements using time domain reflectometry. *Water Resources Research Journal*, 25, 11, 2367-2376.

ZEGLIN, S.J., WHITE, I., RUSSELL, G.F. (1992). A Critique of the time domain reflectometry technique for determining field soil-water content. *Soil Sc. Soc. of Amer., Advances in Measurement of Soil Physical Properties: Bringing Theory into Practice. SSSA Special Publication no. 30*, 1-25.

ANNEXE I : MESURE DE LA TENEUR EN EAU PAR LA MÉTHODE DE RÉFLECTOMÉTRIE DANS LE DOMAINE DU TEMPS (RDT)

La technique de réflectométrie dans le domaine du temps (RDT) permet de mesurer la teneur en eau volumique directement dans une colonne de milieu poreux. Elle a l'avantage d'être rapide, non-destructive et non-radioactive (Keng et Topp, 1983). Cette technique a été décrite par Davis et Chudobiak (1975), Topp et *al.* (1980), Patterson et Smith (1985), Zegelin et *al.* (1989), Look et Reeves (1992), Knight (1992), Zegelin et *al.* (1992).

Cette méthode, qui a trouvé ses origines dans l'industrie de télécommunication, a été utilisée au départ pour localiser rapidement et facilement les défectuosités dans les câbles métalliques (Moffitt, 1964; Tektronix, 1989). Elle a ensuite été étendue au domaines minier, pour surveiller les déformations rocheuses, et de l'agriculture pour contrôler l'irrigation. Appliquée aux mesures de teneurs en eau, la RDT consiste essentiellement en la détermination de la constante diélectrique apparente (κ_a) pour un matériau poreux, d'après la mesure de la vitesse de propagation (v) des ondes électromagnétiques le long de tiges parallèles (guides d'onde) placées dans le matériau (figure A1.1 et A1.3). Une relation approchée entre κ_a et v est donnée par Topp (1987):

$$\kappa_a = \left(\frac{c}{v} \right)^2 \quad (\text{A1.1})$$

où c est la vitesse de l'onde électromagnétique dans un espace libre (3.10^8 m/s). La vitesse (v) est calculée à partir du temps de parcours de l'impulsion (t) et de la longueur de la ligne de transmission (L) dans le milieu diélectrique :

$$v = \frac{L}{t} \quad (\text{A1.2})$$

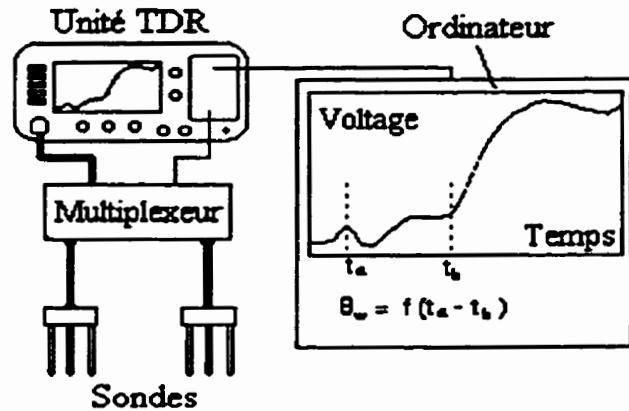


Figure A1.1 Configuration du système RDT

Les particules solides du milieu poreux et l'air interstitiel ont un effet sur la vitesse de propagation. Leurs constantes diélectriques, 3 à 7 et 1 respectivement, sont très faibles par rapport à celle de l'eau (79 à 82). cette dernière gouverne donc la vitesse de propagation (Topp, 1987) ; la constante diélectrique du sol est entièrement attribuée à la présence d'eau. La teneur en eau volumique, θ_w , est déterminée à partir de la relation empirique entre κ_a et θ_w (Topp, 1987) :

$$\theta_w(\%) = -5,3 + 2,92 \kappa_a - 5,5 \cdot 10^{-2} \kappa_a^2 + 4,3 \cdot 10^{-4} \kappa_a^3 \quad (\text{A1.3})$$

Nous avons tracé cette relation à la figure (A1.2) pour différents types de sols, à partir de données tirées de la littérature.

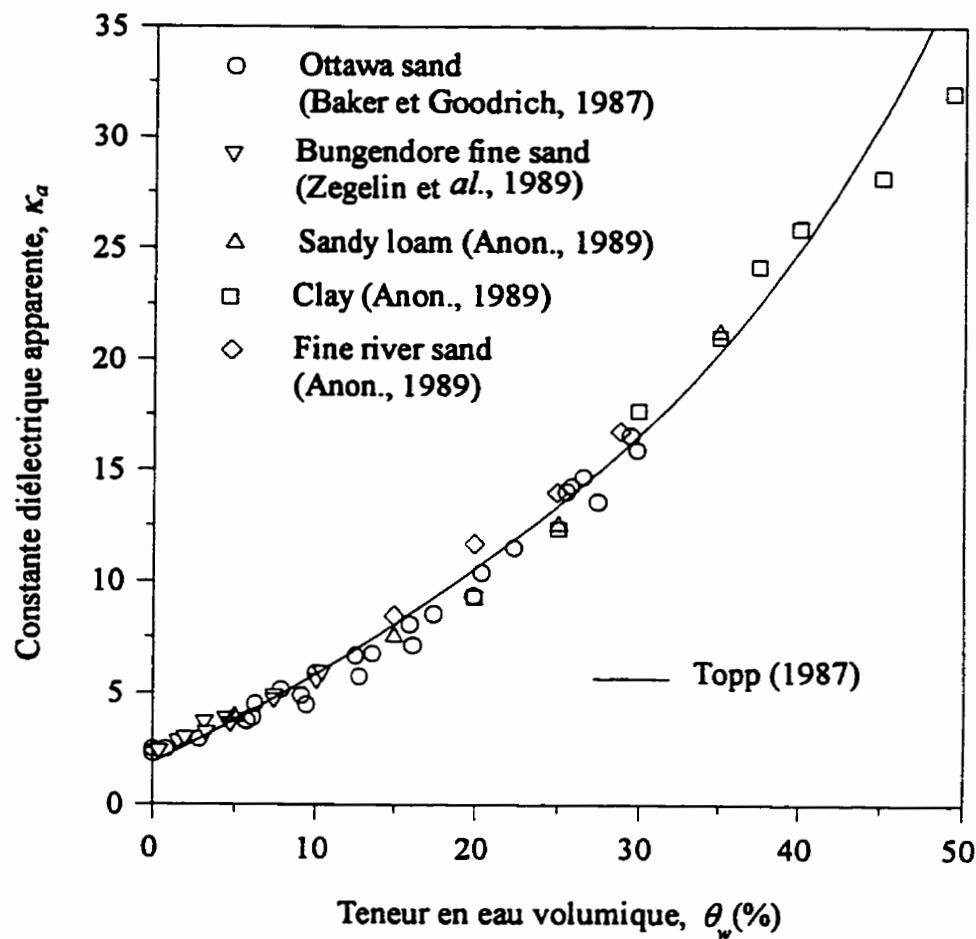


Figure A1.2 Constante diélectrique apparente en fonction de la teneur en eau, pour différents types de sols.

Le câble coaxial, reliant la sonde au système RDT, affiche un signal continu sur l'oscilloscope, alors que la sonde (et le milieu dans lequel elle est placée) est marquée par un changement distinctif dans la réponse électrique (figure A1.3).

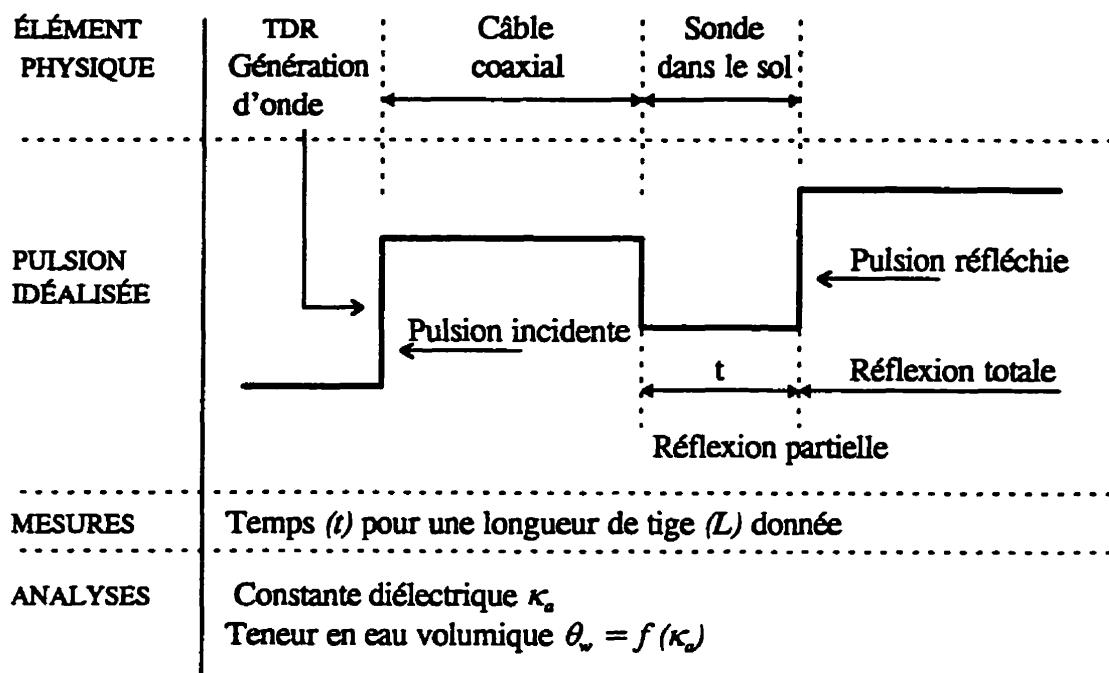


Figure A1.3 Éléments principaux utilisés dans un système RDT pour déterminer θ_v (d'après CSIRO, 1990).

À cause de la géométrie de la sonde à deux tiges qui diffère de celle du câble coaxial, une perte considérable dans le signal, et donc dans l'information, a lieu à l'interface câble/sonde. Pour résoudre ce problème, des sondes à plus de deux tiges ont été conçues (Zegelin et al., 1989; Anon., 1989). La figure (A1.4) montre une vue schématique de différents types de sondes, tandis que la figure (A1.5) présente la distribution correspondante du champ électrique autour des tiges. Les recommandations techniques sur le type et la longueur du câble, la longueur, le diamètre, l'espacement et le nombre des tiges sont détaillées par Zegelin et al. (1992) et par Anon. (1989).

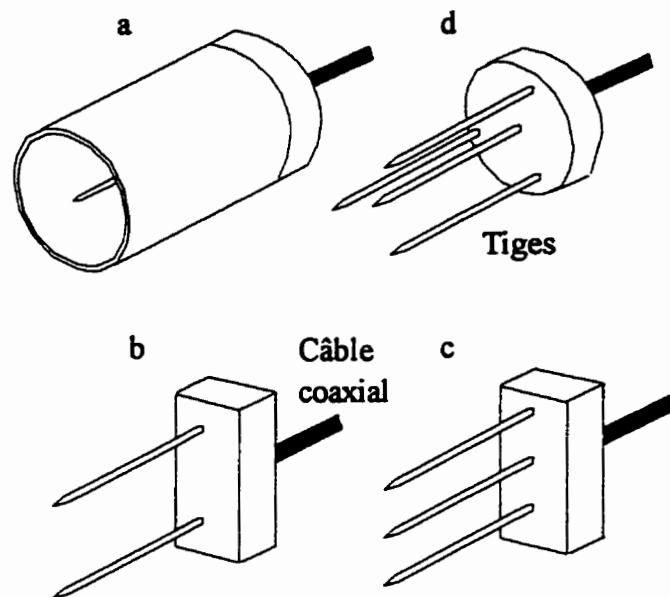


Figure A1.4 Sondes RDT, (a) cellule coaxiale, (b), (c) et (d) sondes à 2, 3 et 4 tiges, respectivement (Zegelin et al., 1992).

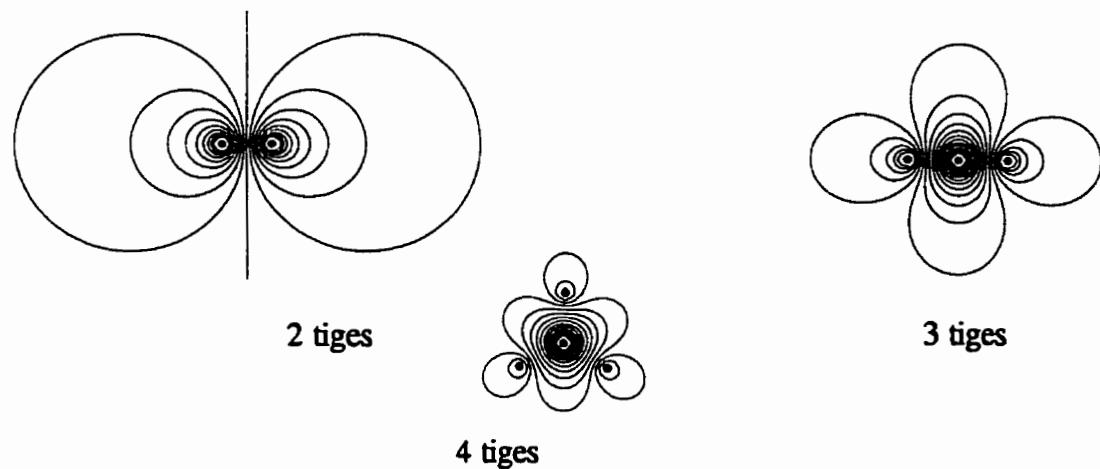


Figure A1.5 Distribution du champ électrique dans le plan normal aux tiges (de même espacement), pour un matériau à constante diélectrique uniforme (Zegelin et al., 1992).

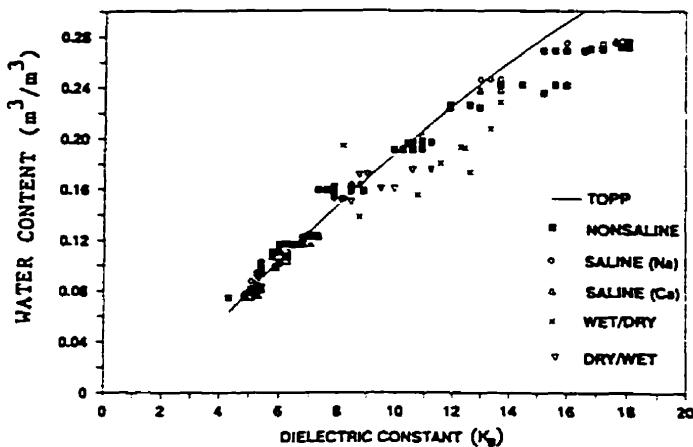


Figure A1.6 Constante diélectrique apparente en fonction de la teneur en eau, pour un silt humidifié avec de l'eau douce et de l'eau salée (Nadler et al., 1991).

Dans leurs travaux, Topp et al. (1980) trouvèrent que l'équation (A1.3) est très peu influencée par la nature, la densité, la température ou la teneur en sels solubles (figure A1.6) du matériau. Cependant, des études récentes ont montré que cette relation peut être influencée par la teneur en argile (Skaling, 1992; Jacobsen et Schjonning, 1993a; Zegelin et al., 1992; Dirksen et Dasberg, 1993); ceci est remarquable sur la figure (A1.2) pour les teneurs volumiques en eau supérieures à 40% pour des sols argileux. D'après les travaux de Nadler et al. (1991), la méthode RDT se prête mieux aux situations de basses teneurs en eau (figure A1.6); sa sensibilité diminue quand la teneur en eau augmente (CMA, 1992). Pour les teneurs en eau très faibles ($\theta_v < 5\%$), la constante diélectrique est fortement influencée par le type de sol et sa minéralogie (CSIRO, 1990); ceci a bien été confirmé lors de nos travaux. La méthode RDT n'est pas sensible aux facteurs tels la teneur élevée en sols organiques ou la présence de chlore ou de bore, qui influencent la méthode neutronique, par exemple. Le choix d'une méthode conductivimétrique a été également écarté pour nos travaux car elle est très influencée par la composition chimique du matériau. Dans tous les cas, il serait préférable, sinon nécessaire de calibrer les sondes RDT pour chaque type de sol, comme pour toute autre méthode de mesure de la teneur en eau.

Le système RDT que nous avons adopté pour nos mesures des teneurs en eau est le modèle "Soilmoisture Trase 6050XI". Ce système permet un traitement automatique du signal et la détermination instantanée de la teneur en eau, à partir de la valeur mesurée de κ_e , avec une précision de $\pm 2\%$. Il permet également une acquisition automatique de données à partir de plusieurs sondes et leur transfert sur imprimante ou sur micro-ordinateur. La figure (A1.7) présente des exemples de réponses types pour différents états d'humidité du sol.

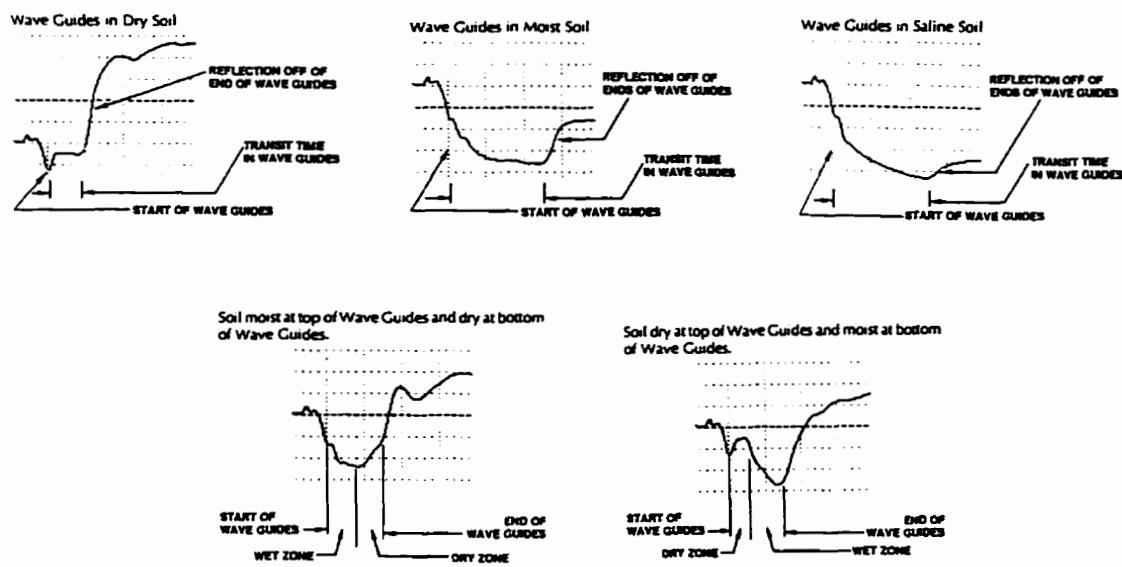


Figure A1.7 Exemples de graphiques RDT (Anon., 1989)

Les sondes que nous avons utilisées sont constituées de trois tiges en acier inoxydable de longueur 20 cm. Le diamètre des colonnes étant de 15,5 cm, seuls 15 cm des tiges sont introduits dans le matériau ; les 5 cm restants sont isolés avec du teflon. Les sondes sont ensuite étalonnées pour le sable et pour un résidus minier dépyritisé qui sont les matériaux utilisés au cours de nos essais en colonnes (figure A1.8).

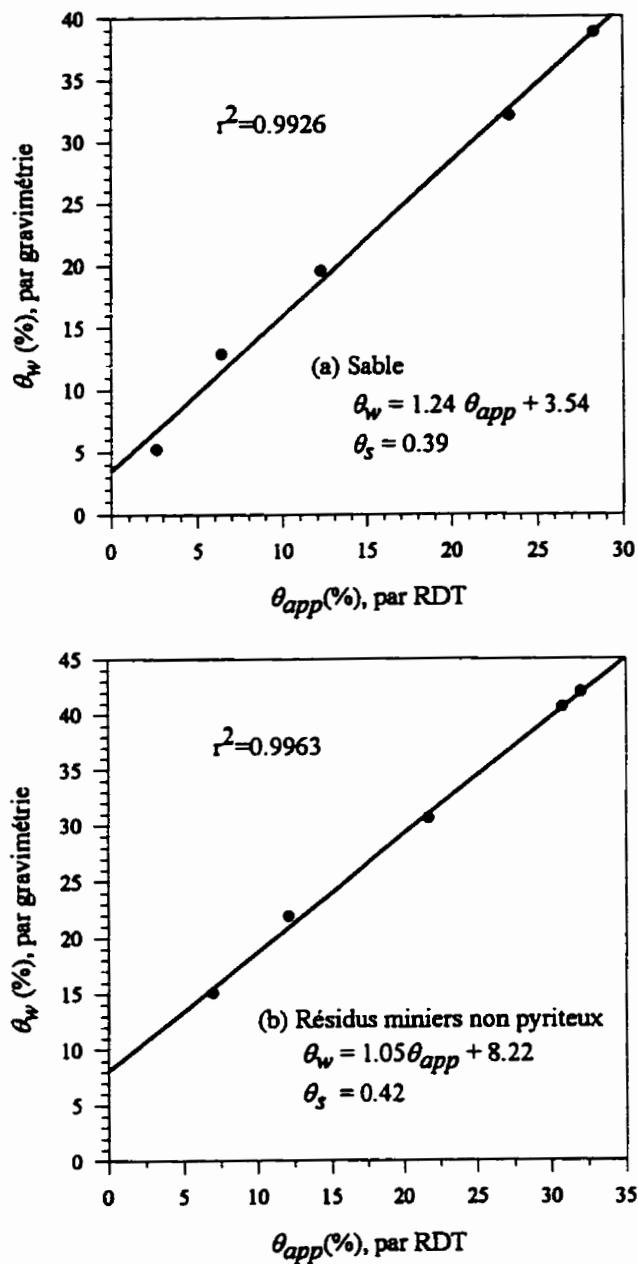


Figure A1.8 Calibrage des sondes RDT

(a) Sable, (b) Résidus miniers non pyriteux

Pendant les essais (après saturation), nous avons noté une grande influence de la pyrite (sulfure de fer) sur la réponse de la sonde, même dans les cas où la teneur en ce minéral est faible comme pour les résidus Manitou-Barvu (3%): l'onde n'est pas réfléchie à l'extrémité de la tige et la teneur en eau ne peut donc être déterminée (une erreur s'affichait à l'écran à chaque mesure dans ces matériaux). Ceci devrait être le cas pour tous les sols renfermant une certaine teneur en minéraux de fer. Robinson et al. (1994) avaient examiné l'influence de certains de ces minéraux sur la méthode RDT, telles la magnétite, l'hématite et la goethite (figure A1.9). Il ressort de leurs travaux que c'est la magnétite qui affecte le plus la réponse des sondes en causant une erreur supérieure à 60% sur l'estimation de la teneur en eau, et ceci en présence de 15% de magnétite.

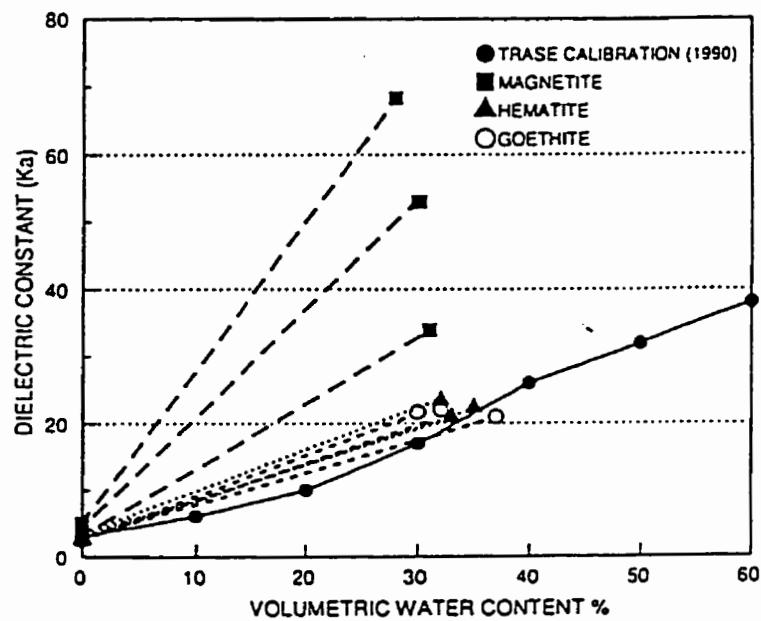


Figure A1.9 Influence des minéraux de fer sur la méthode RDT

ANNEXE II : MESURE DE LA PRESSION INTERSTITIELLE DE L'EAU

La pression interstitielle est relevée avec des capteurs de pression connectés à des bougies (ou pointes) en céramique poreuses (figure A2.1). Chaque bougie est introduite perpendiculairement aux électrodes sur une longueur de 2 cm dans le matériau. Les bougies poreuses utilisées sont de type "Soilmoisture 0655X01-B.5M2", de valeur d'entrée d'air (AEV) 0,5 bar, et sont collées à l'extrémité de tubes en PVC. Le tensiomètre T10, en haut de la colonne, est laissé à l'air libre pour servir de témoin, afin de corriger automatiquement les effets des fluctuations barométriques sur les autres tensiomètres insérés dans le milieu poreux. Les capteurs de pression sont de type OMEGA PX243-15BG à compensation de température. Leur tension d'excitation est de 8.0 Vdc et leurs limites de mesure est de ± 150 cm d'eau. Les capteurs de pression sont calibrés à l'aide d'un manomètre à eau constitué d'un tube en tygon. Les courbes d'étalonnage sont tracées à la figure A2.2. La précision des mesures est de ± 5 mm d'eau.

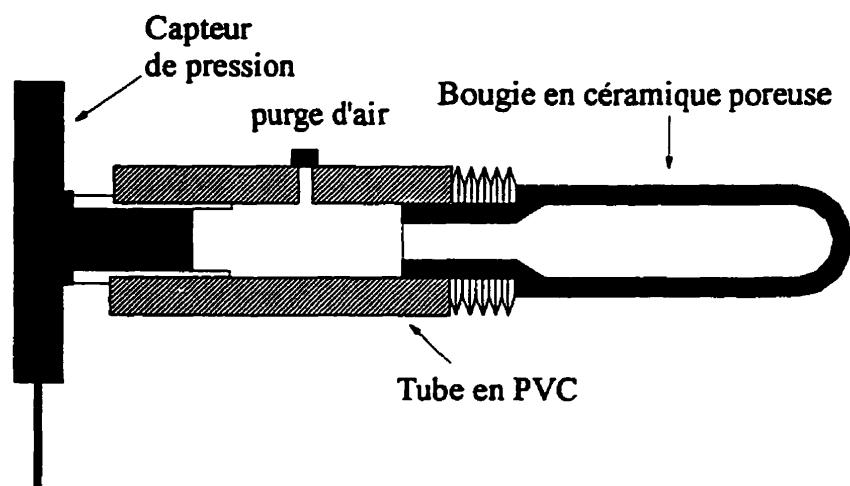


Figure A2.1 Description du système de mesure de la pression interstitielle

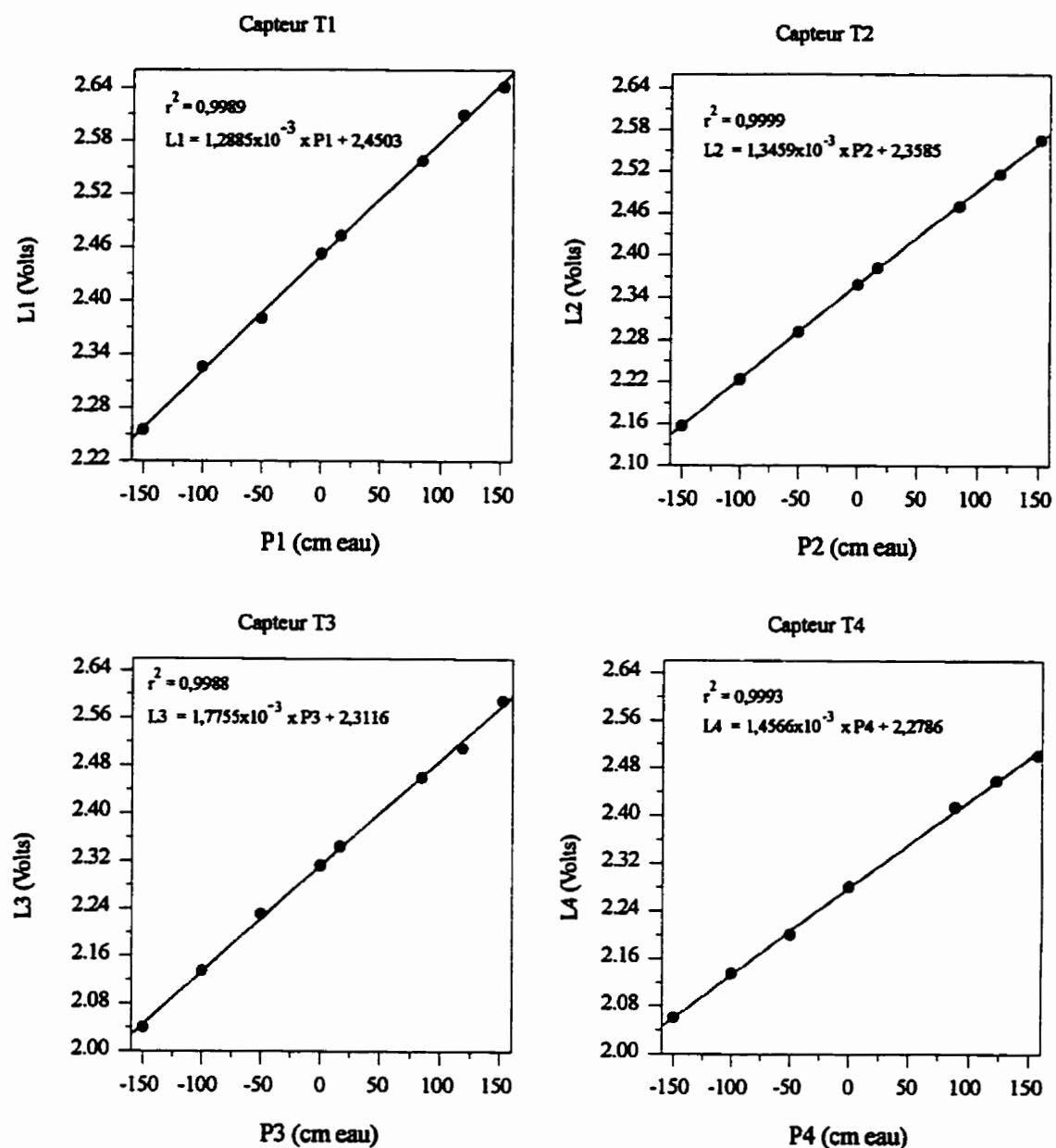


Figure A2.2 Étalonnage des capteurs de pression

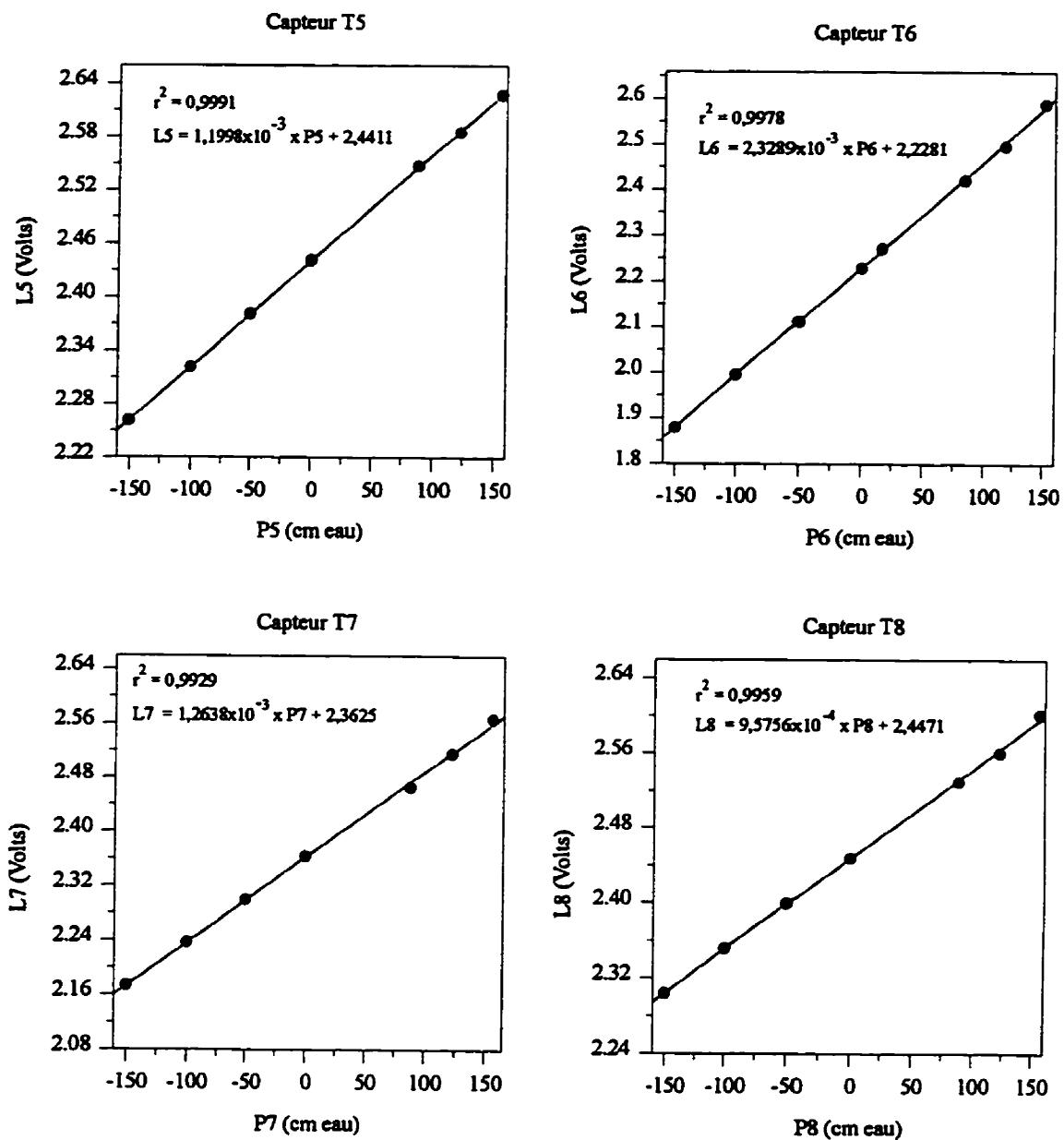


Figure A2.2 (suite) Étalonnage des capteurs de pression

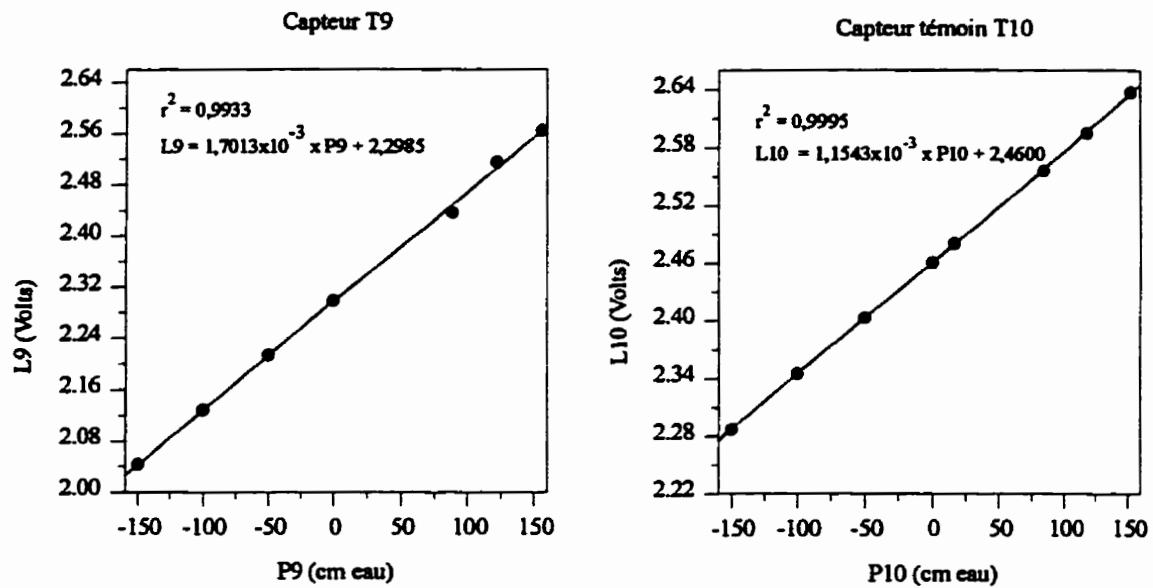


Figure A2.2 (suite) Étalonnage des capteurs de pression

ANNEXE III : RÉSULTATS OBTENUS SUR D'AUTRES COLONNES DE CONTRÔLE ET DE RÉFÉRENCE

Pour certaines figures de cet annexe, nous avons respecté les mêmes échelles que les figures correspondantes dans la section 6.3 (chapitre 6) afin de faciliter les comparaisons entre les graphiques.

Les résidus réactifs des colonnes C3 et CD3 ont été prélevés sur le site Solbec-Cupra à l'été 1992 (comme pour C1, CD1 et CR1), tandis que ceux des colonnes C2, CD2, C4, CD4, C3b, CR2 et CR3 proviennent de l'échantillonnage fait à l'été 1993. Les matériaux constituant la couche capillaire de chaque colonne de contrôle proviennent des sites Sigma (SI) pour C2 et CD2, Senator (SE) pour C3, CD3 et C3b, et de Manitou-Barvu (MB) pour C4 et CD4. Nous rappelons que pour les colonnes de contrôle, les 10 cm d'eau n'ont été rajoutés qu'au début du deuxième cycle ; les colonnes de contrôle étant initialement saturées, cette quantité d'eau a été fournie par le drainage des couches de sable de la couverture durant le premier cycle. Les analyses de sulfates et de métaux dissous n'ont été effectuées que sur les lixiviats des colonnes C2, CR2, C3b et CR3. Pour les autres colonnes, le profil des conductivités peut nous donner une idée sur les variations des concentrations en sulfates et en fer total, en particulier.

a) Colonnes de contrôle C2, CD2 et de référence CR2

Les expériences sur les colonnes de contrôle C2 et CD2 ont duré, respectivement, 450 et 420 jours. Ceux sur la colonne CR2 ont duré 720 jours (presque 2 ans), comme les colonnes C1, CD1 et CR1 (voir paragraphe 6.3 du chapitre 6).

Les figures (A3.1) à (A3.4) montrent les résultats obtenus pour la colonne C2. Comme on peut le constater, le pH qui était neutre durant les deux premiers cycles a baissé brusquement pendant le troisième cycle pour atteindre la valeur critique au bout du 110^{ème} jour. Cependant, seuls les deux derniers échantillons de chaque cycle (à partir du 3^{ème} cycle)

provenant de la partie superficielle des résidus réactifs (SC) qui paraissent fortement acidifiés (pH bas et Eh élevé par rapport aux autres échantillons) ; le pH des autres échantillons a tendance à se stabiliser autour d'une valeur comprise entre 4 et 5. Puisque le pH était élevé au départ (autour de 7), la cause de sa baisse est due probablement à une oxydation à la surface des résidus SC pendant les essais. En effet, nous avons remarqué que l'étanchéité au niveau des trous des sondes RDT (couche de sable inférieure et résidus SC) et du thermocouple était mal faite, ce qui générait des fuites d'oxygène vers les résidus sulfureux. Nous avons observé, effectivement, de petites zones de couleur brunâtre tout autour de ces trous (après avoir remarqué la baisse du pH), ce qui indique qu'une oxydation a eu lieu à ces niveaux. Cependant, si l'on exclut le premier largage (L) (voir paragraphe 8.3), les conductivités et les concentrations en sulfates et en métaux dissous demeurent faibles et comparables à celles obtenues pour la colonne CD1 (paragraphe 8.3) pour laquelle le pH est resté relativement neutre jusqu'à la fin des essais (2 ans). Il en était de même pour la colonne C1 avant l'enlèvement de la couverture. Ceci indique qu'il n'y a eu aucune oxydation notable au cours des essais et que la couverture a bien joué son rôle comme barrière à l'oxygène. Sur le diagramme Eh-pH (figure A3.14), nous remarquons que pour les valeurs faibles du pH (en dessous de 5), les données de la colonne C2 suivent étroitement la ligne limite Fe^{2+} /jarosite, comme celles de la colonne de référence CR2 (résidus sans couverture).

Les résultats des essais sur la colonne CD2 (colonne double de C2) sont montrés à la figure (A3.5). Pour cette colonne, le pH du lixiviat était faible dès le début des expériences, contrairement à la colonne C2. Ceci indique que les résidus (SC) correspondant s'étaient déjà oxydés avant leur mise en colonne ou avant leur saturation, à cause d'un contact prolongé avec l'air. Notant que le pH continue à baisser « dramatiquement » pour descendre en dessous de 2 au bout d'une année d'essais, nous avons jugé inutile de continuer les expériences sur cette colonne.

Comme le montrent les figures (A3.6) à (A3.14), les résultats obtenus pour la colonne CR2 sont similaires à ceux obtenus pour la colonne CR1 ; l'interprétation reste donc la même

(voir paragraphe 6.3 du chapitre 6).

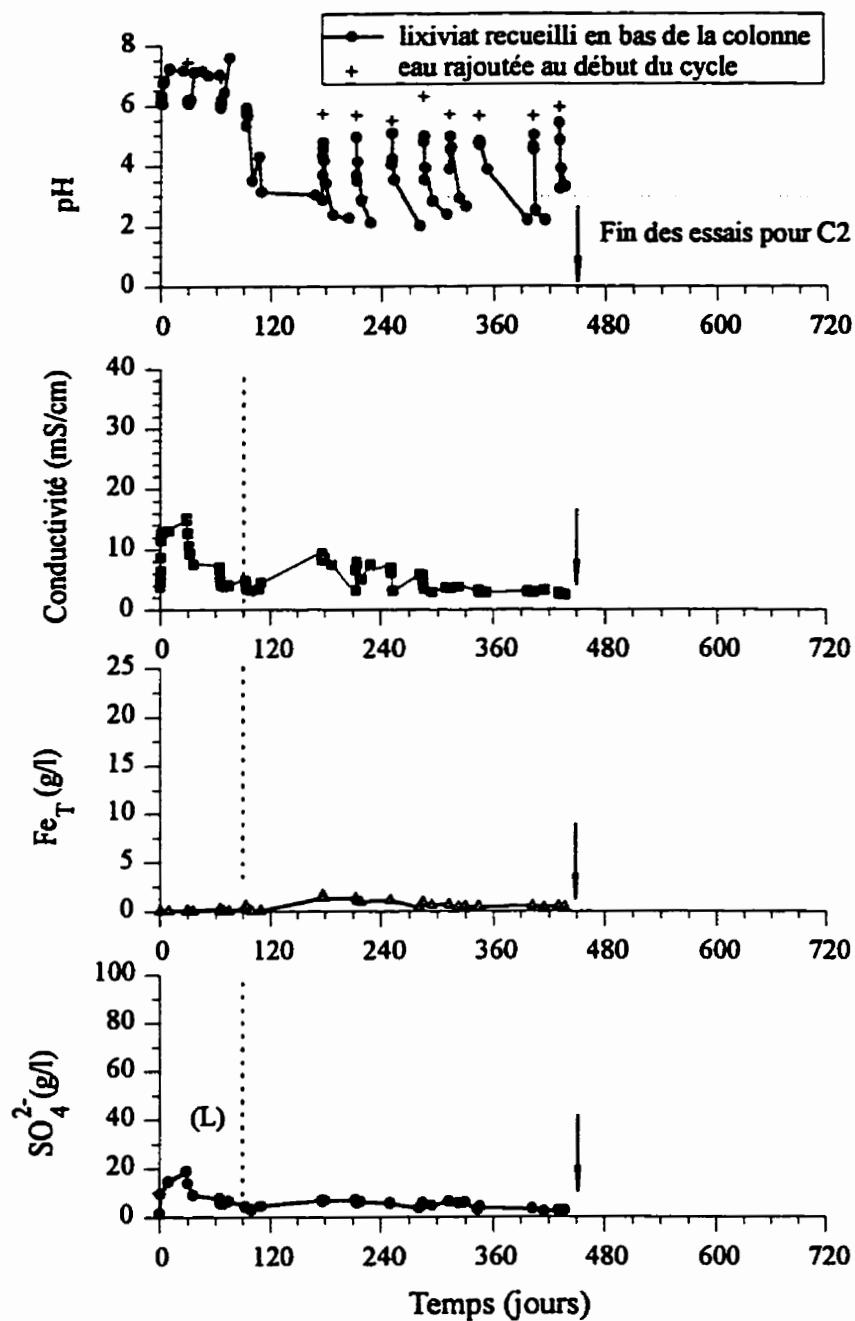


Figure A3.1 Colonne de contrôle C2 (résidus couverts)

(1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite

(L) : premier largage dû à une oxydation antérieure

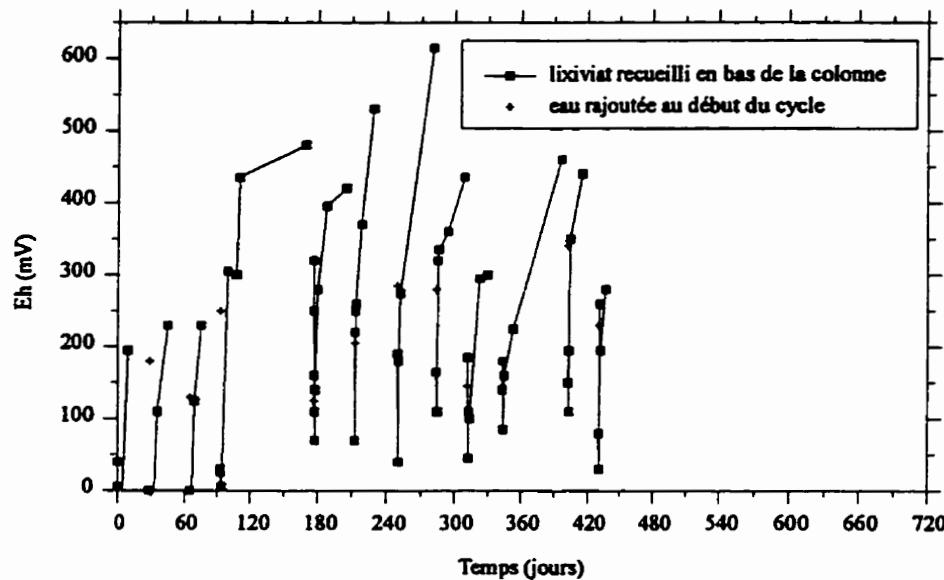


Figure A3.2 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle C2)
Les zones sans traits signifient pas de lixiviat.

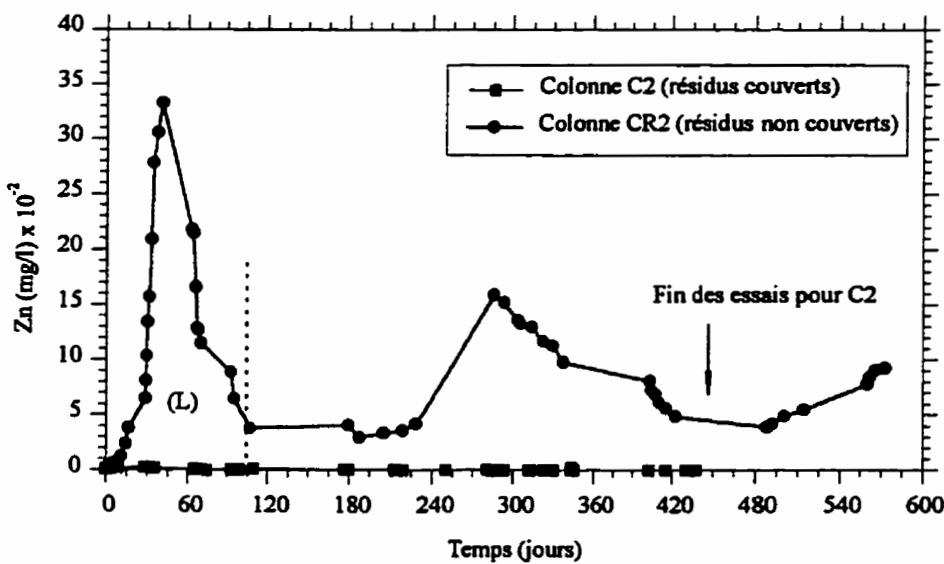


Figure A3.3 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps (colonnes C2 et CR2)

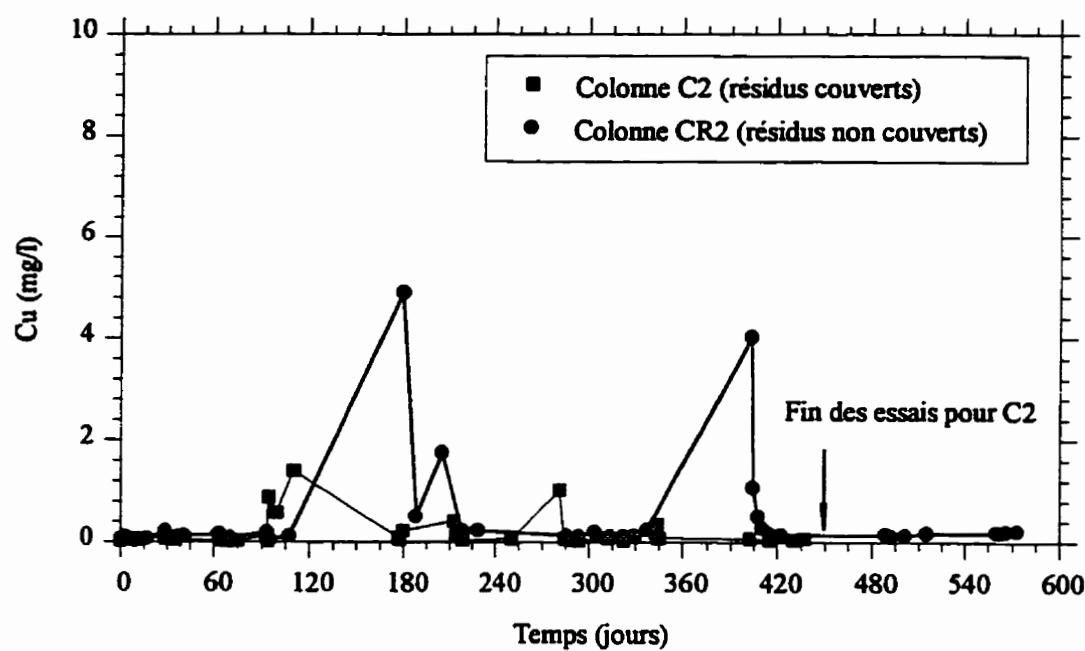


Figure A3.4 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps (colonnes C2 et CR2)

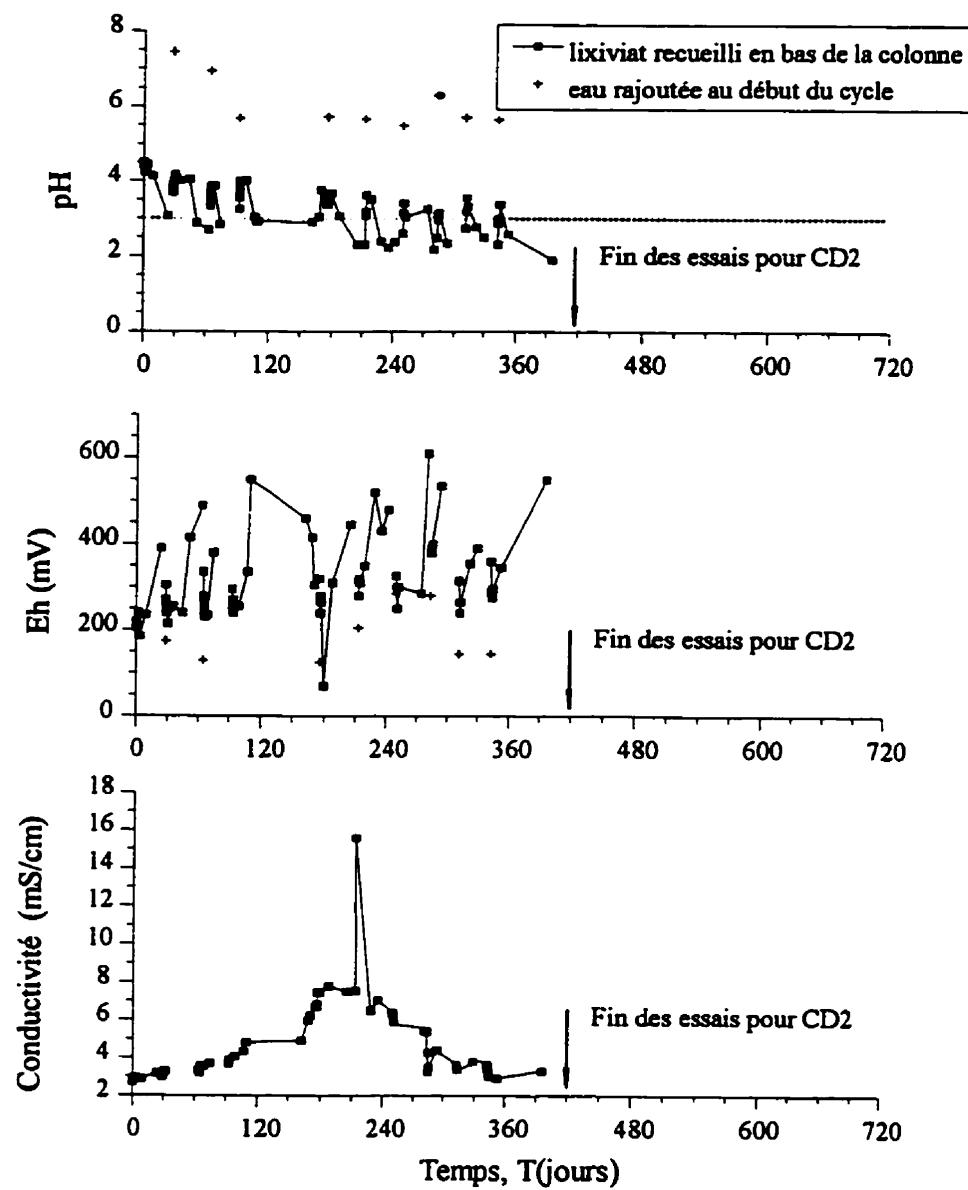


Figure A3.5 Variations, en fonction du temps, du pH, du Eh et de la conductivité du lixiviat recueilli en bas de la colonne de contrôle double CD2

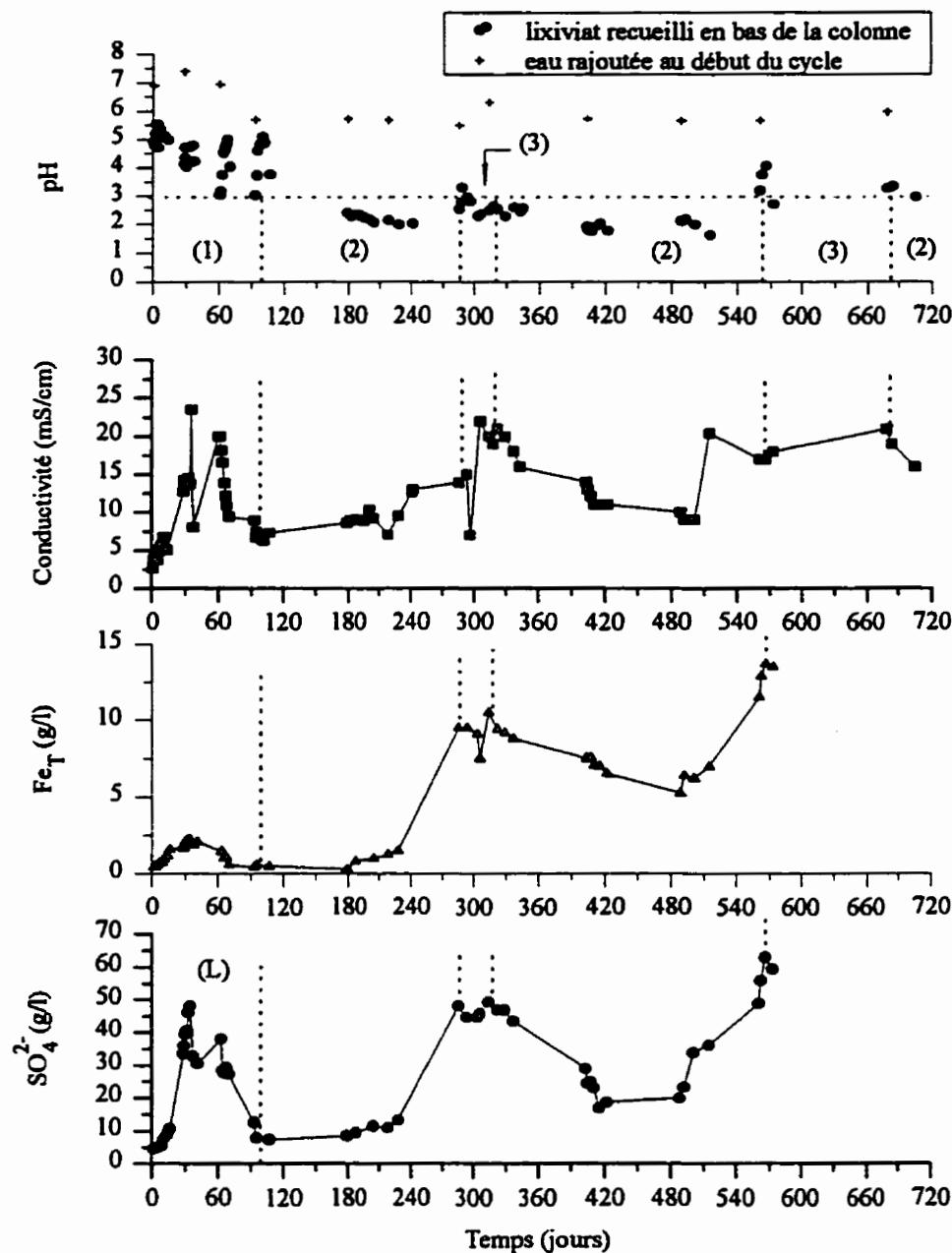


Figure A3.6 Colonne de référence CR2 (résidus sans couverture)

(1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite

(L) : premier largage dû à une oxydation antérieure

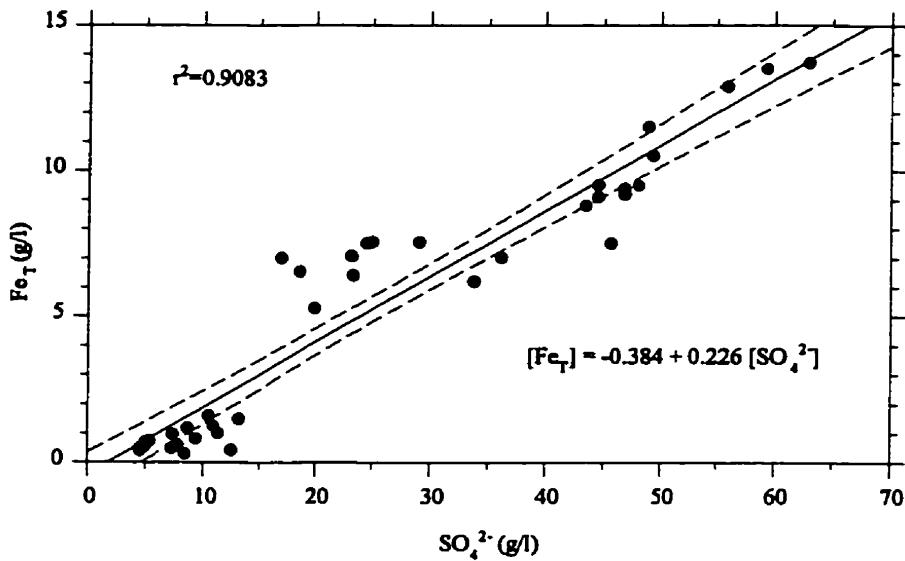


Figure A3.7 Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates (colonne CR2)

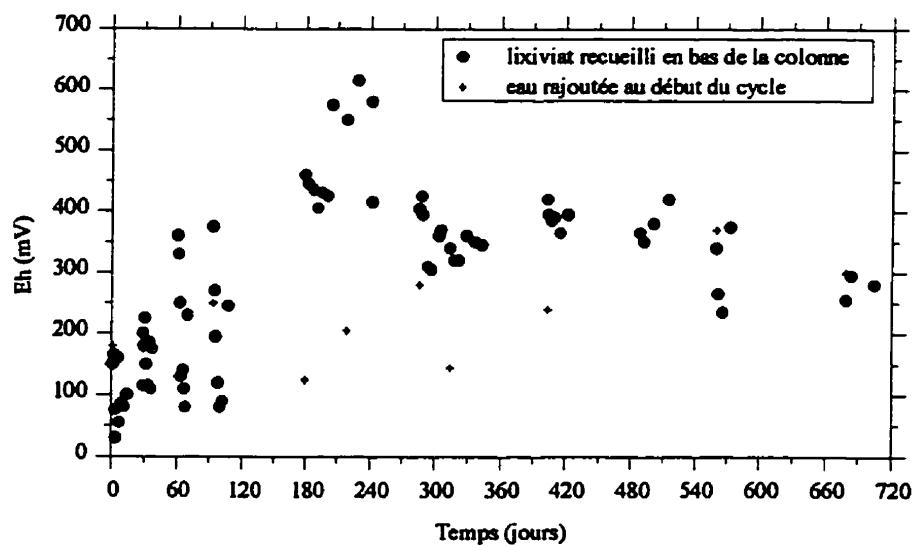
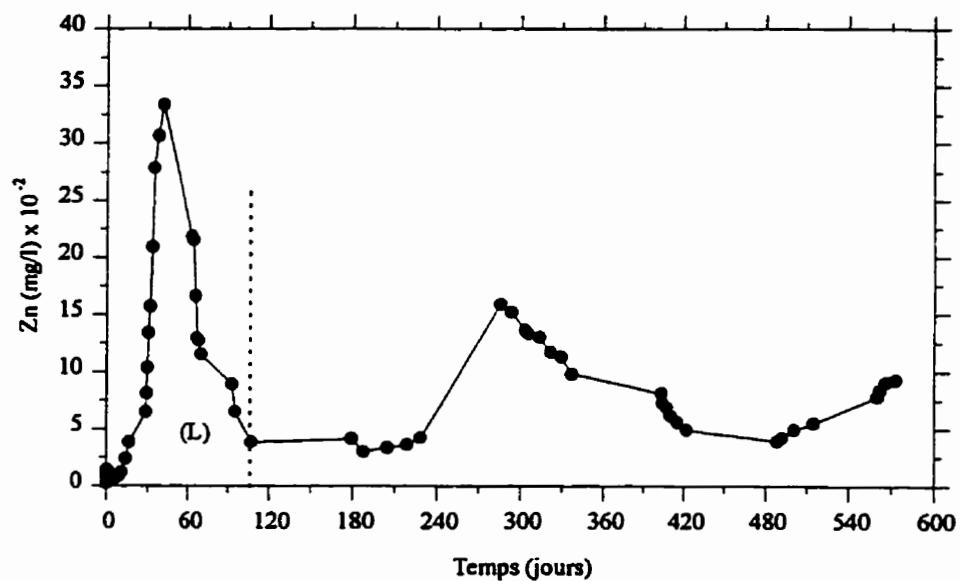
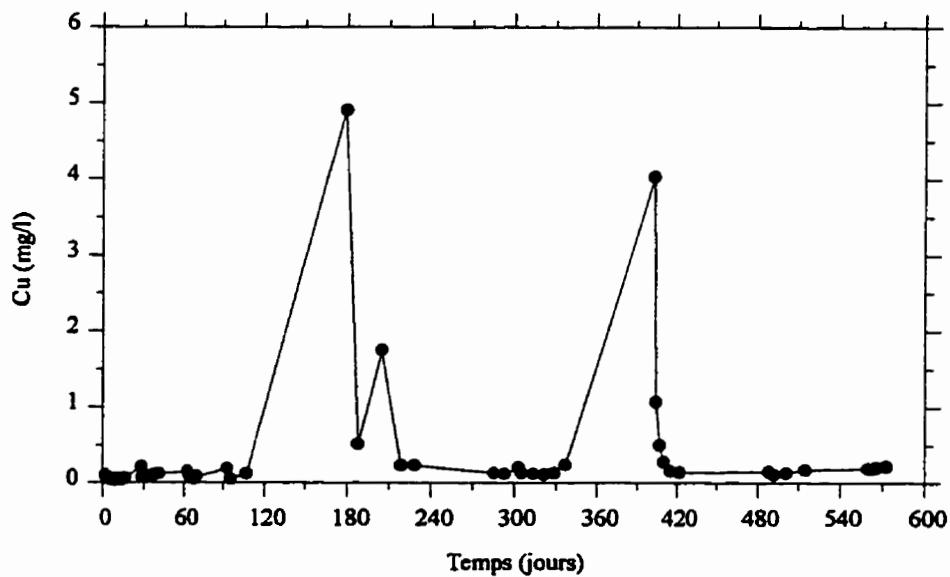


Figure A3.8 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR2)



**Figure A3.9 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps
(colonne de référence CR2)**



**Figure A3.10 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps
(colonne de référence CR2)**

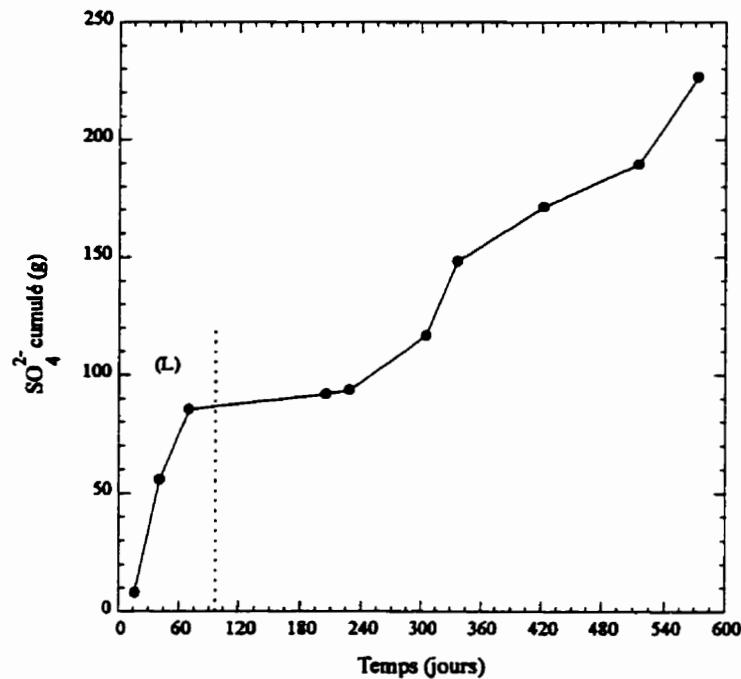


Figure A3.11 Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps
(colonne CR2)

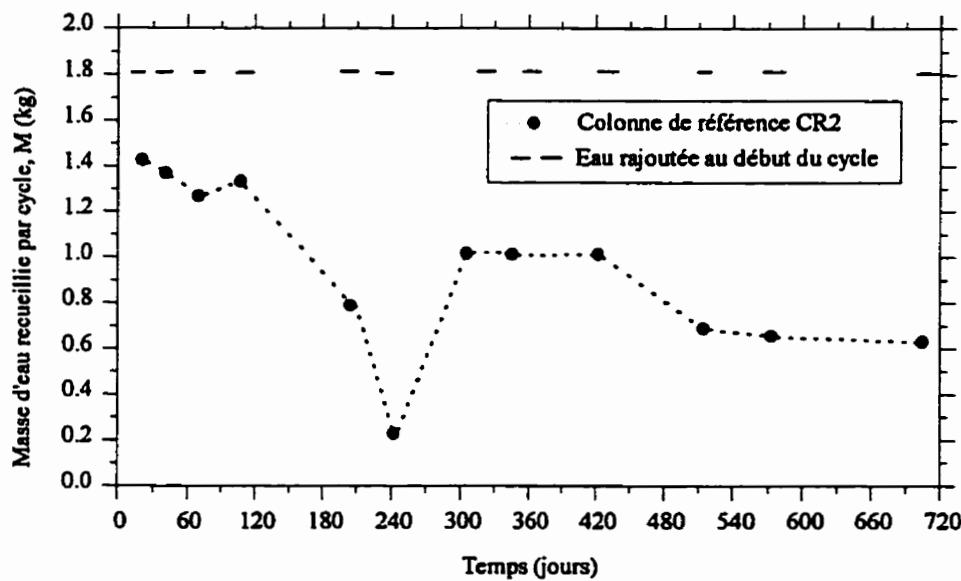


Figure A3.12 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base de la colonne CR2

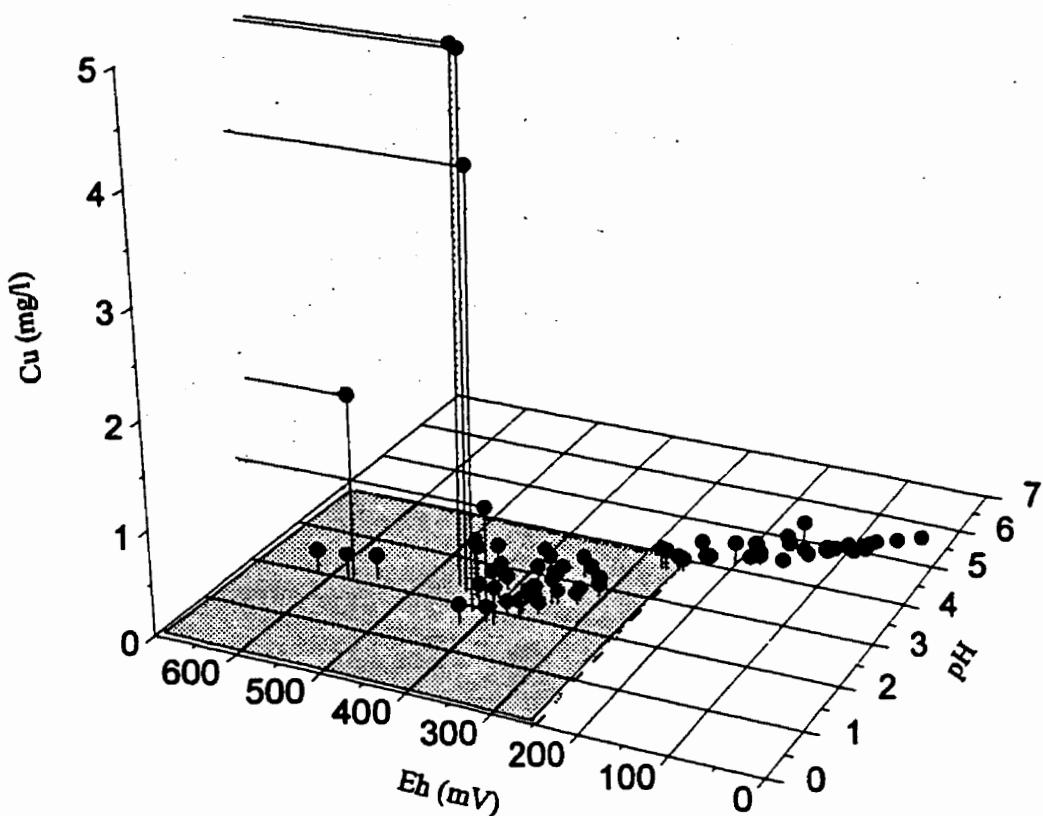


Figure A3.13 Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh
(colonne de référence CR2)

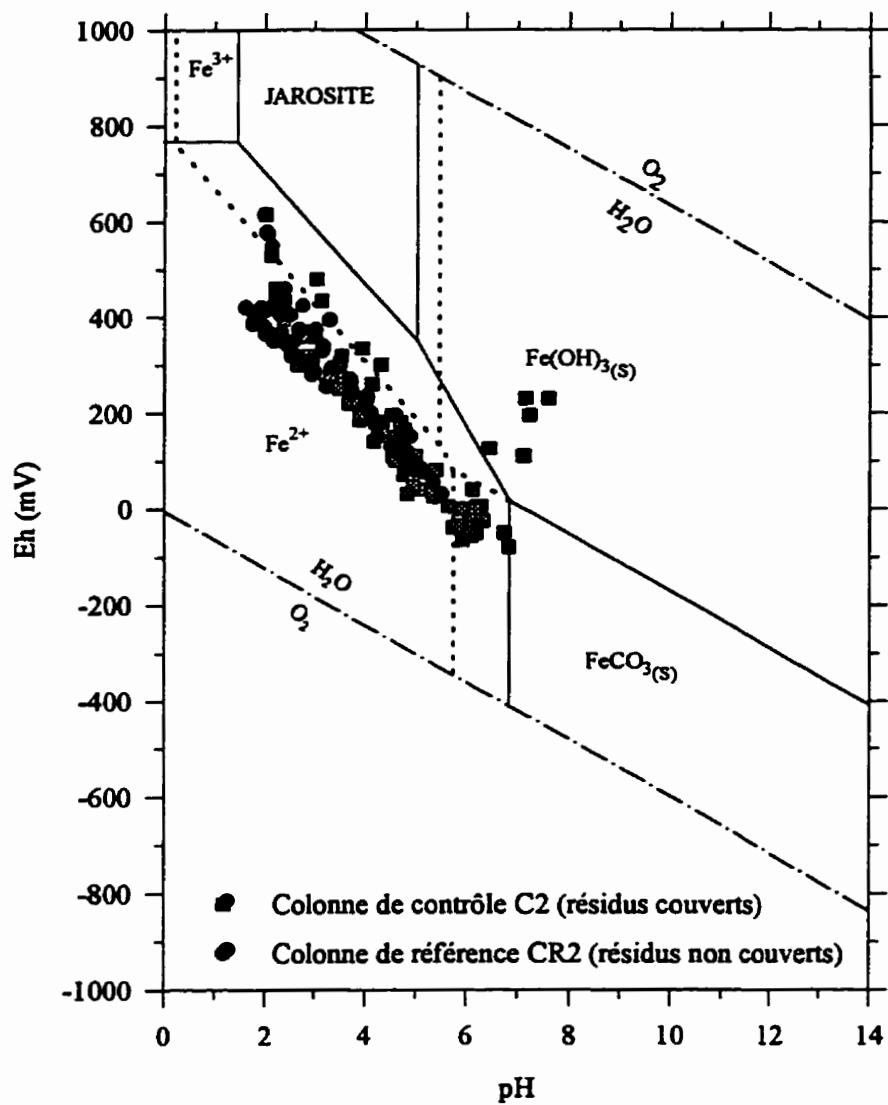


Figure A3.14 Résultats des essais en colonnes C2 et CR2 dans le diagramme Eh-pH pour le système $\text{Fe}-\text{H}_2\text{O}-\text{CO}_2$ à 25°C . La ligne continue définit le champs tracé pour les activités $\text{Fe}=10^{-4.05}$, $\text{K}=10^{-3}$, $\text{SO}_4=10^{-2}$; la ligne en pointillés pour $\text{Fe}=10^{-1.79}$, $\text{K}=10^{-2.5}$, $\text{SO}_4=10^{-1.8}$ (d'après Dubrovsky et al., 1984)

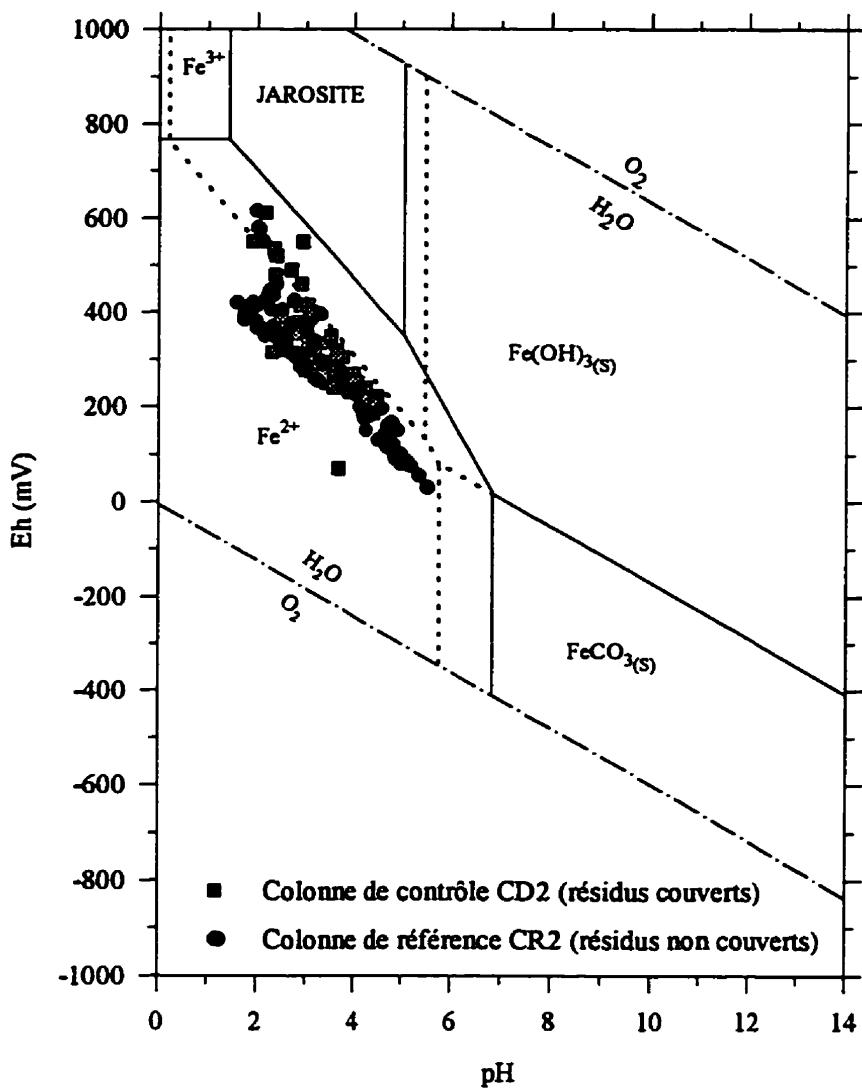


Figure A3.15 Résultats des essais en colonnes CD2 et CR2 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10^{-4,05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻²; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1,79}, K=10^{-2,5}, SO₄=10^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)

b) Colonnes de contrôle C3 et CD3

Les résultats obtenus sur ces colonnes sont présentés dans les figures (A3.16) à (A3.18). Comme on peut le remarquer, le pH du lixiviat est faible dès le départ et le Eh élevé (figures A3.16 et A3.17), surtout pour les derniers échantillons de chaque cycle. Ceci est dû probablement aux mêmes causes que pour la colonne CD2. Nous avons alors décidé d'arrêter les expériences sur la colonne C3 au bout de 6 mois, et de continuer avec la colonne double CD3. Aucune modification notable des paramètres mesurés n'a été observée même après une année d'essais sur cette colonne (figure A3.17). Le diagramme Eh-pH des colonnes C3 et CD3 est montré à la figure (A3.18) ; il est quasi identique à celui de la colonne CD2 (figure A3.15).

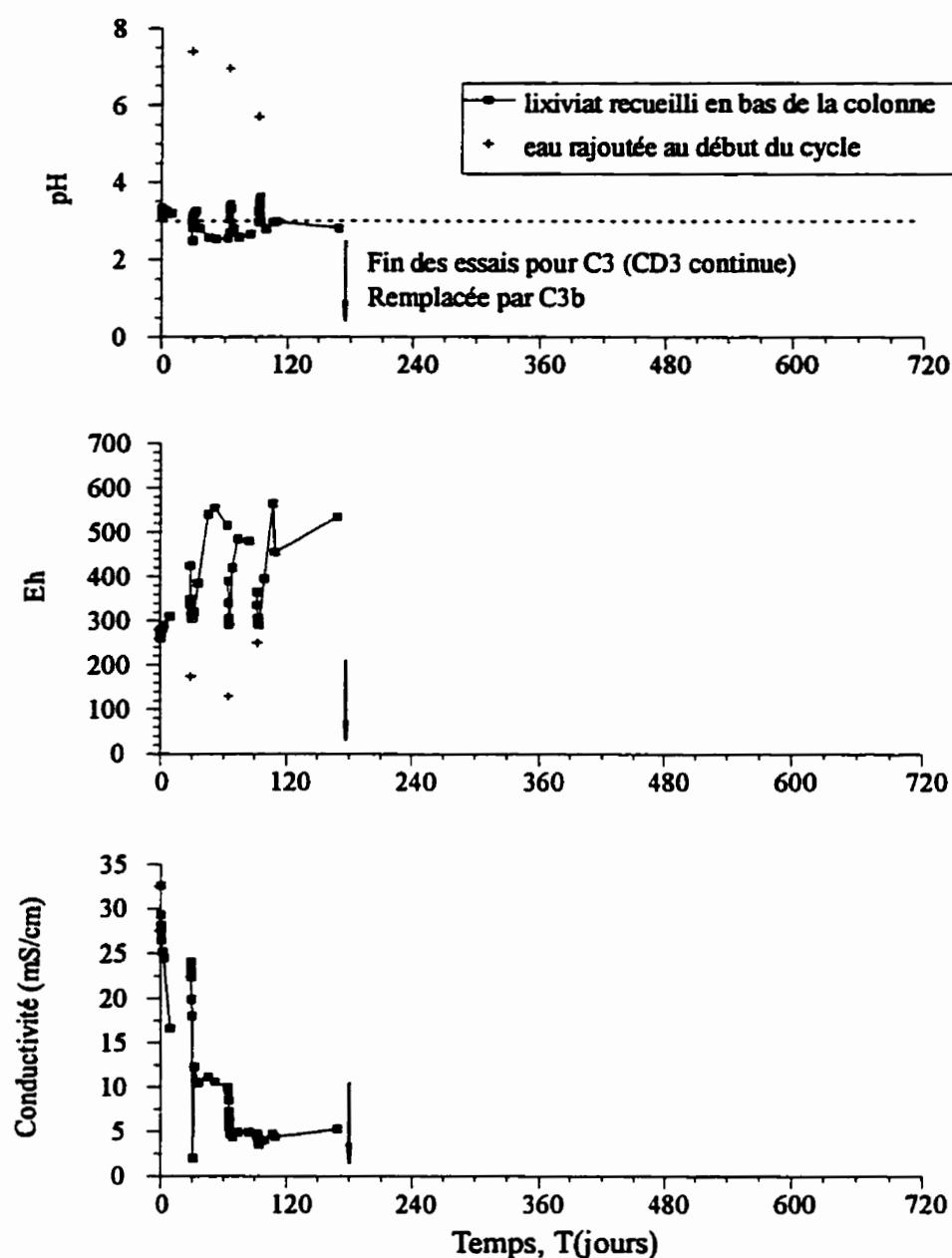


Figure A3.16 Colonne de contrôle C3 (résidus couverts)

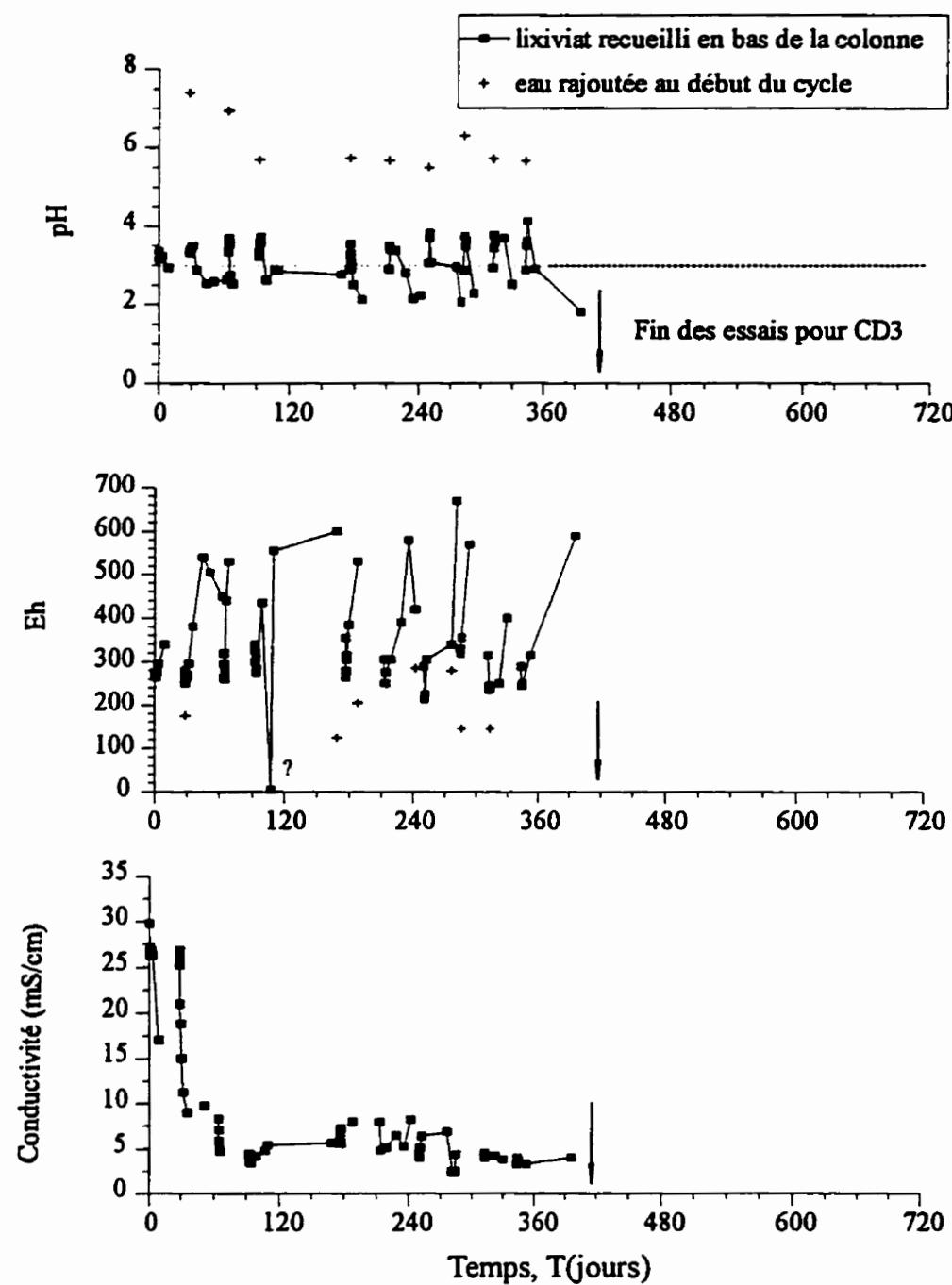


Figure A3.17 Colonne de contrôle CD3 (résidus couverts)

Les zones sans traits signifient pas de lixiviat.

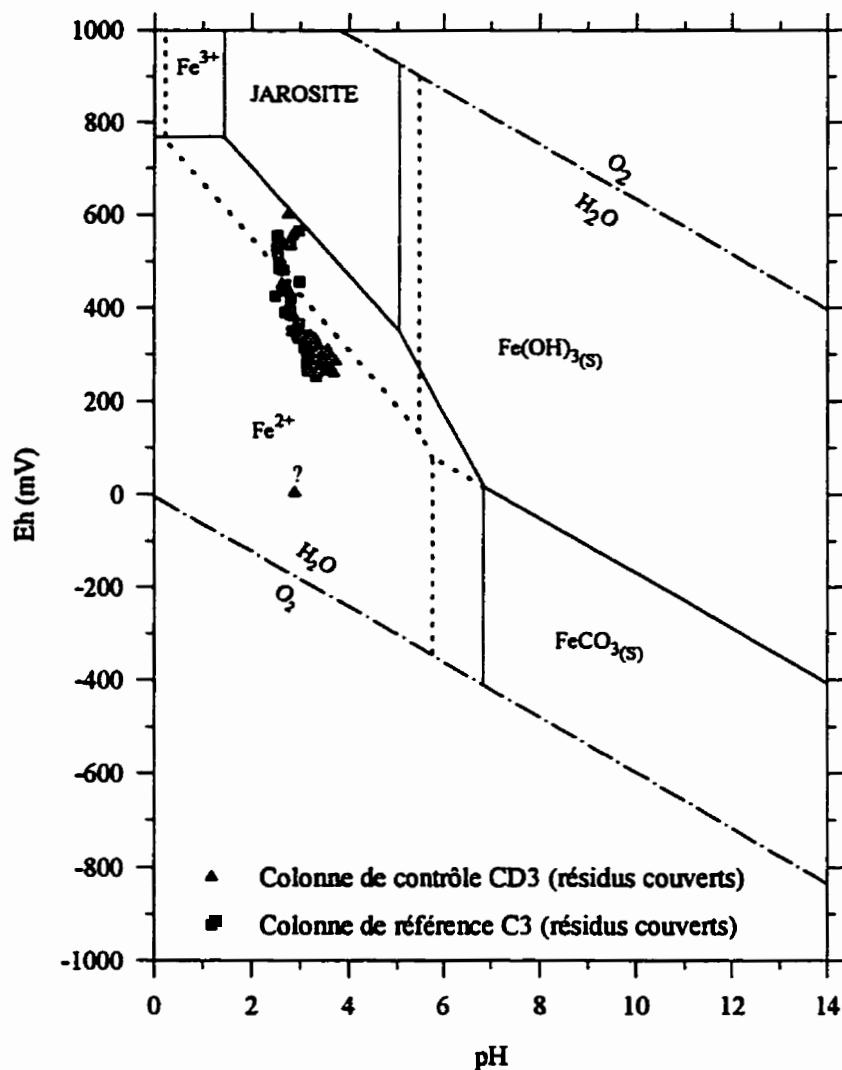


Figure A3.18 Résultats des essais en colonnes C3 et CD3 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10^{-4.05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻²; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1.79}, K=10^{-2.5}, SO₄=10^{-1.8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)

c) Colonnes de contrôle C3b et de référence CR3

À partir du 240^{ème} jour, la colonne C3 a été démontée et remplacée par une nouvelle colonne C3b dont la couche capillaire mesure 40 cm d'épaisseur (au lieu de 60 cm) et la couche de sable inférieure 50 cm (au lieu de 30 cm). Les simulations numériques faites au paragraphe 6.2 (chapitre 6) prédisent un comportement (ou une efficacité) d'une telle couverture identique à celui d'une couverture avec 60 cm d'épaisseur pour la couche capillaire. Les résultats de la colonne C3b sont montrés aux figures (A3.19) à (A3.28). Les variations du pH (figure A3.19) sont similaires à celles obtenues sur la colonne C2 à partir du 4^{ème} cycle (après le 120^{ème} jour d'essais) ; voir figure (A3.1). Malgré que le pH soit faible dès le départ (figure A3.19), à cause probablement d'une oxydation antérieure, il semble se stabiliser au-dessus de la valeur critique ($\text{pH}=3$) et a même tendance à se relever légèrement après le 7^{ème} cycle (après 270 jours). La couverture a certainement joué un grand rôle dans cette stabilisation du pH. En effet, sans couverture, le pH aurait descendu rapidement jusqu'à la valeur 2 une fois la valeur critique ($\text{pH}=3$) est atteinte, et ceci pour tous les échantillons recueillis. Ceci est plus particulièrement remarquable pour la colonne CR3 qui est la référence pour la colonne C3b (figure A3.29). Le drainage minier acide est également limité, puisque les concentrations en sulfates et en métaux dissous du lixiviat demeurent faibles et comparables à celles de CD1 (après le premier largage noté par (L) sur les figures A3.23 à A3.27).

Pour la colonne de référence CR3, les résultats sont présentés dans les figures (A3.29) à (A3.36). L'interprétation reste la même que celle faite pour la colonne de référence CR1 (voir paragraphe 6.3 du chapitre 6). Rappelons que la colonne CR3 est de diamètre plus petit que celui des deux autres colonnes de référence CR1 et CR2 (8,5 cm au lieu de 15,5 cm).

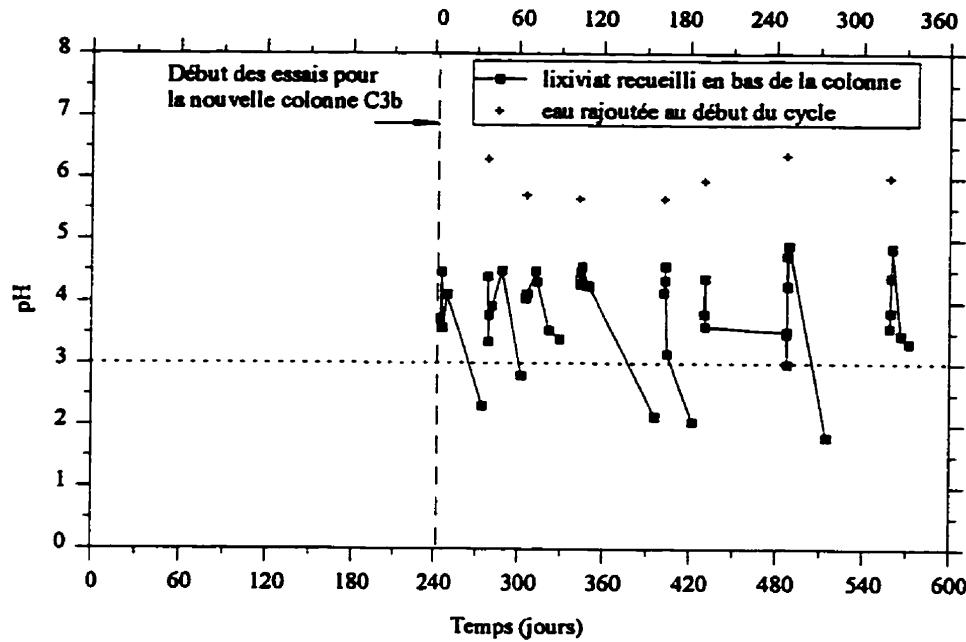


Figure A3.19 Variations du pH en fonction du temps pour la colonne C3b
Les zones sans traits signifient pas de lixiviat.

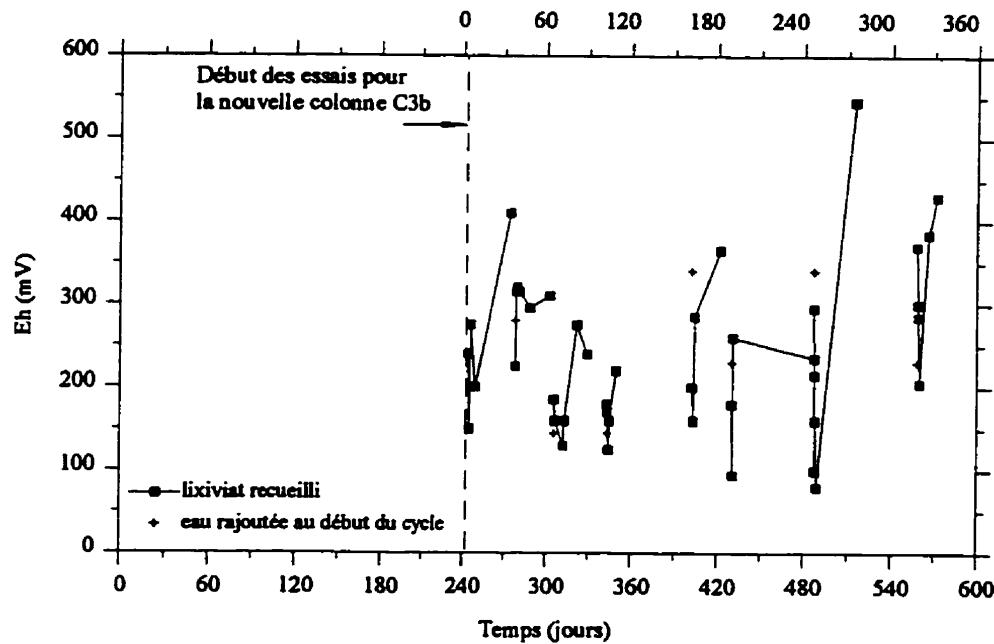


Figure A3.20 Variations du Eh en fonction du temps pour la colonne C3b
Les zones sans traits signifient pas de lixiviat.

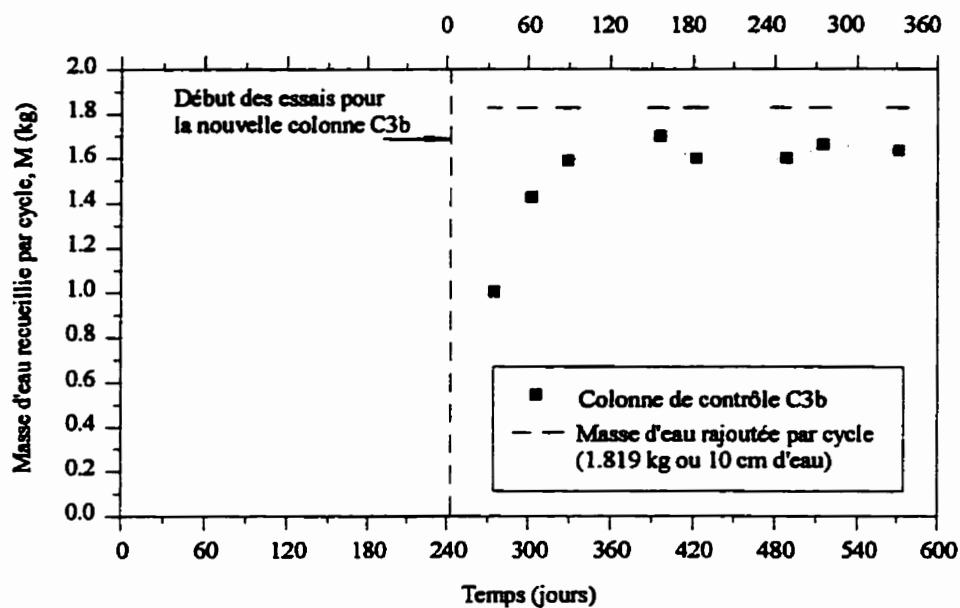


Figure A3.21 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base de la colonne C3b

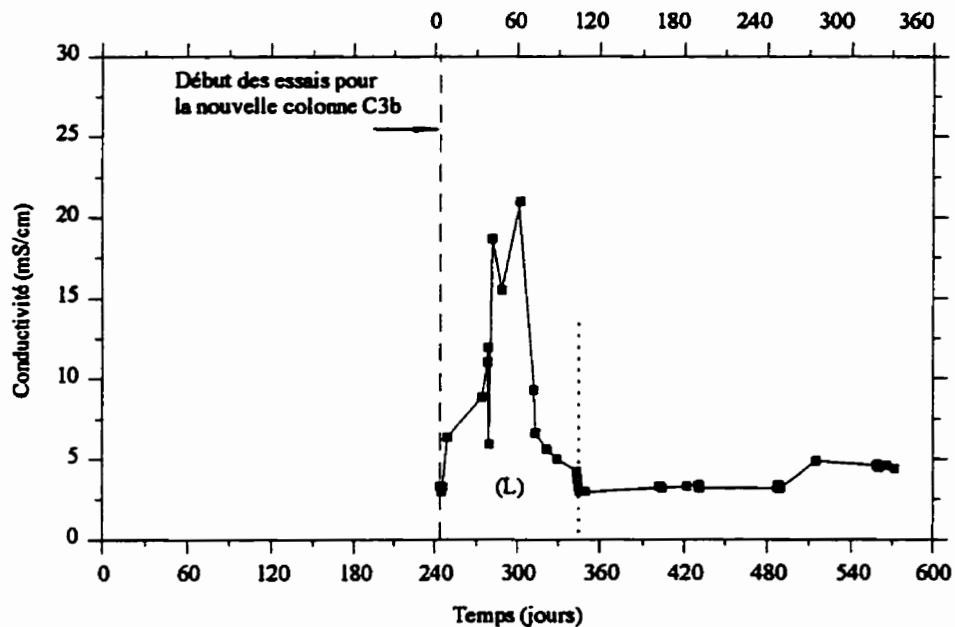


Figure A3.22 Variations de la conductivité en fonction du temps
(colonne de contrôle C3b)

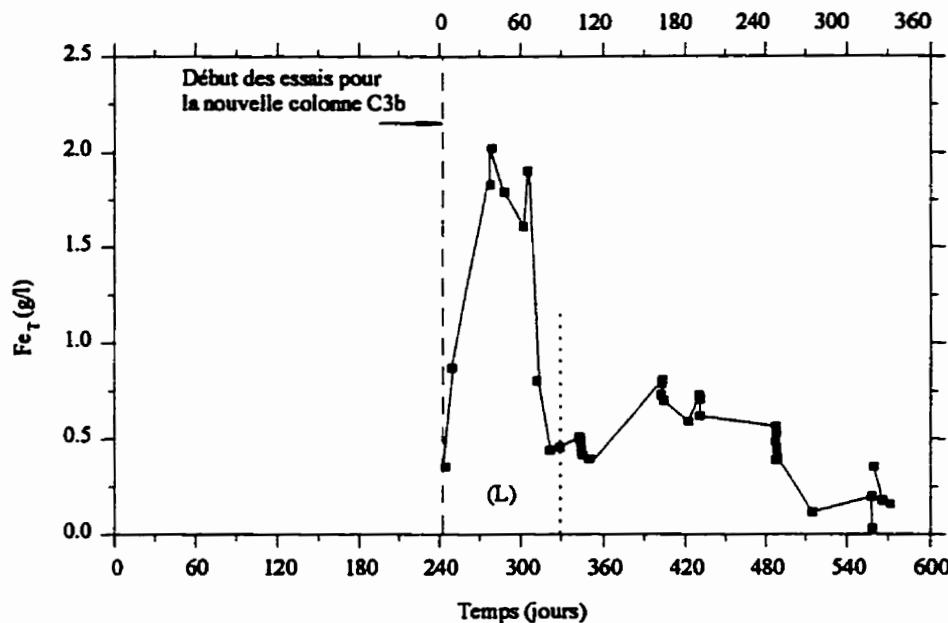


Figure A3.23 Concentrations du fer total en fonction du temps
(colonne de contrôle C3b)

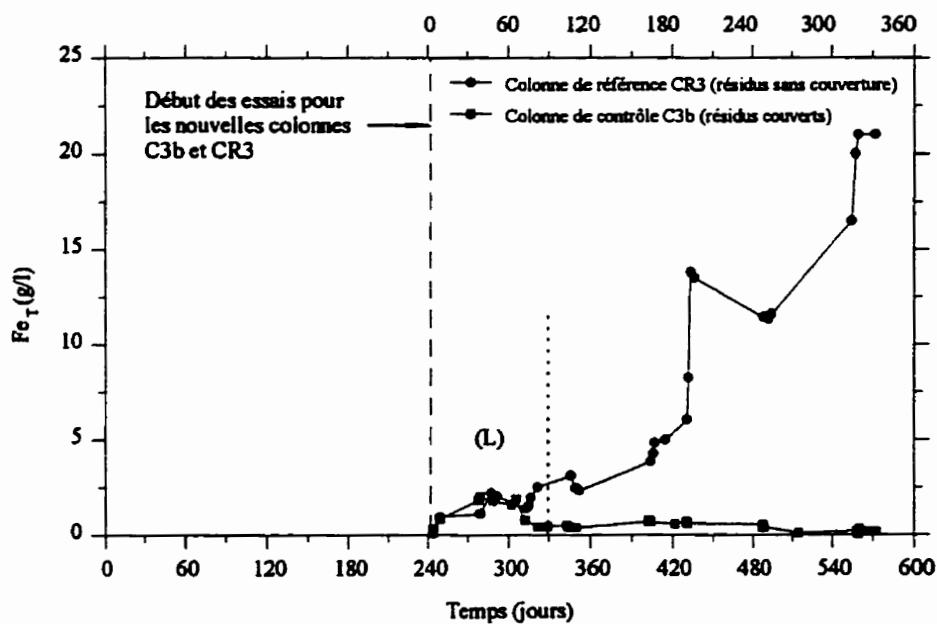


Figure A3.24 Comparaison des concentrations en fer total
pour les colonnes C3b et CR3

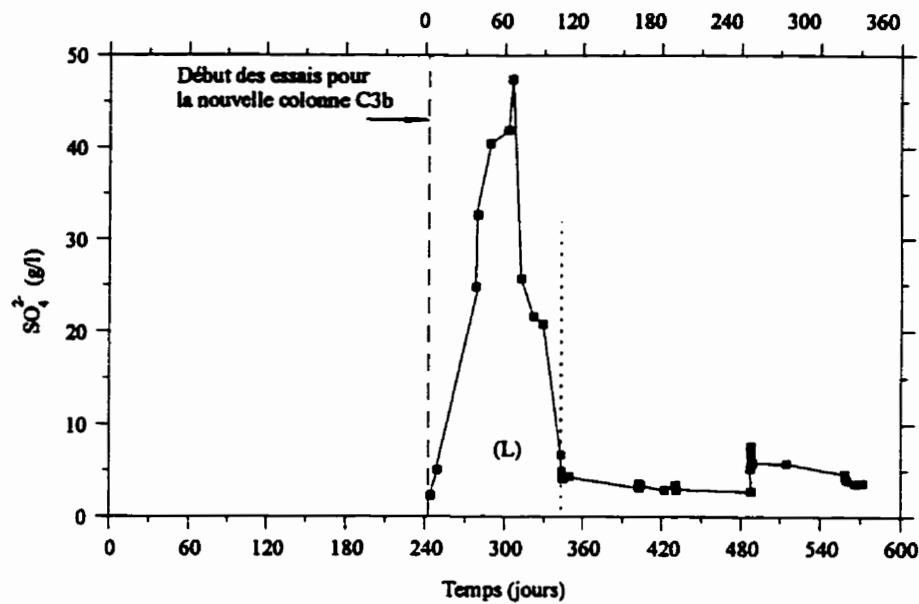


Figure A3.25 Concentrations en sulfates en fonction du temps (colonne de contrôle C3b)

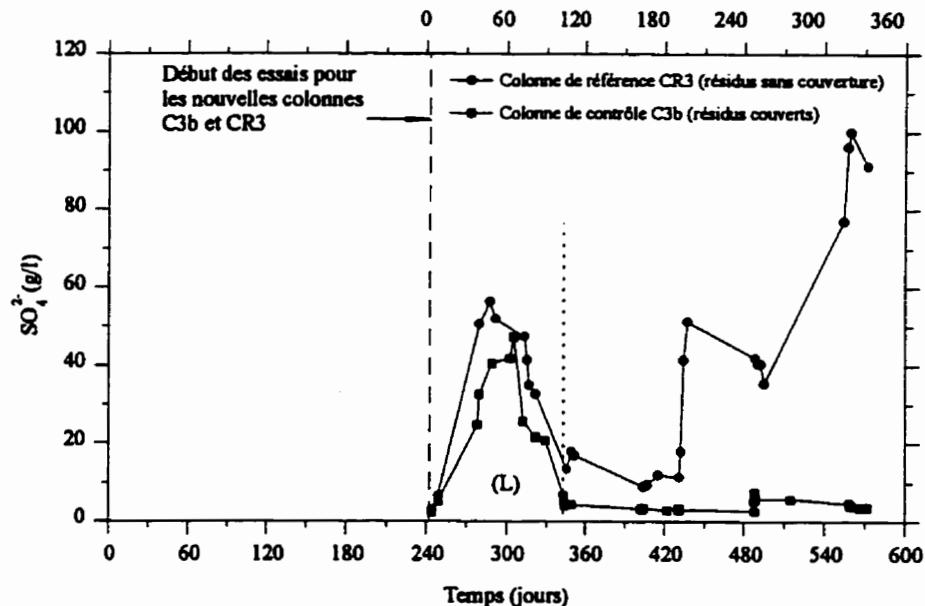


Figure A3.26 Comparaison des concentrations en sulfates pour les colonnes C3b et CR3

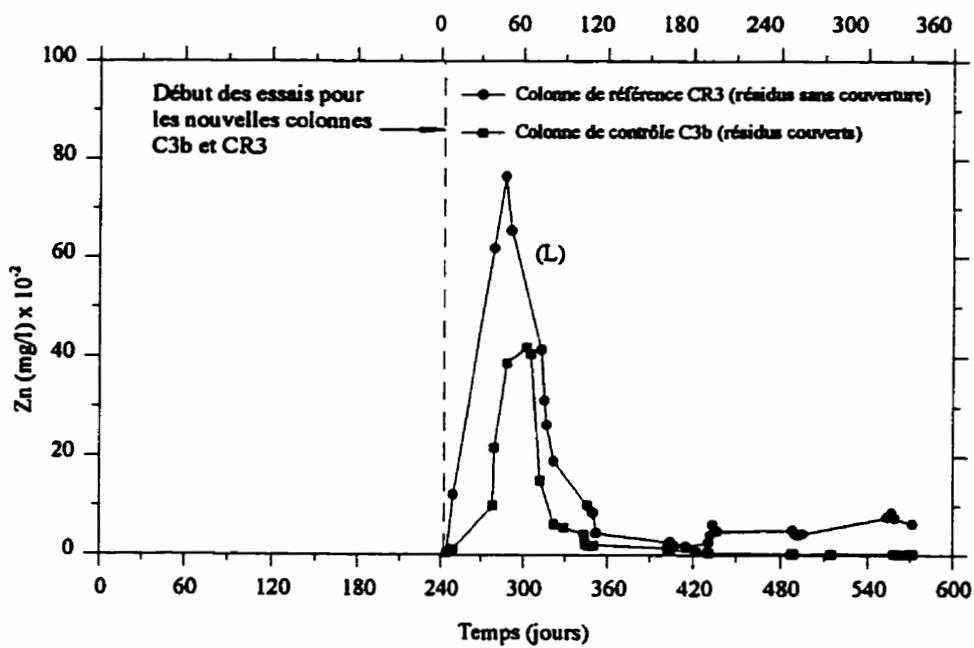


Figure A3.27 Comparaison des concentrations en zinc pour les colonnes C3b et CR3

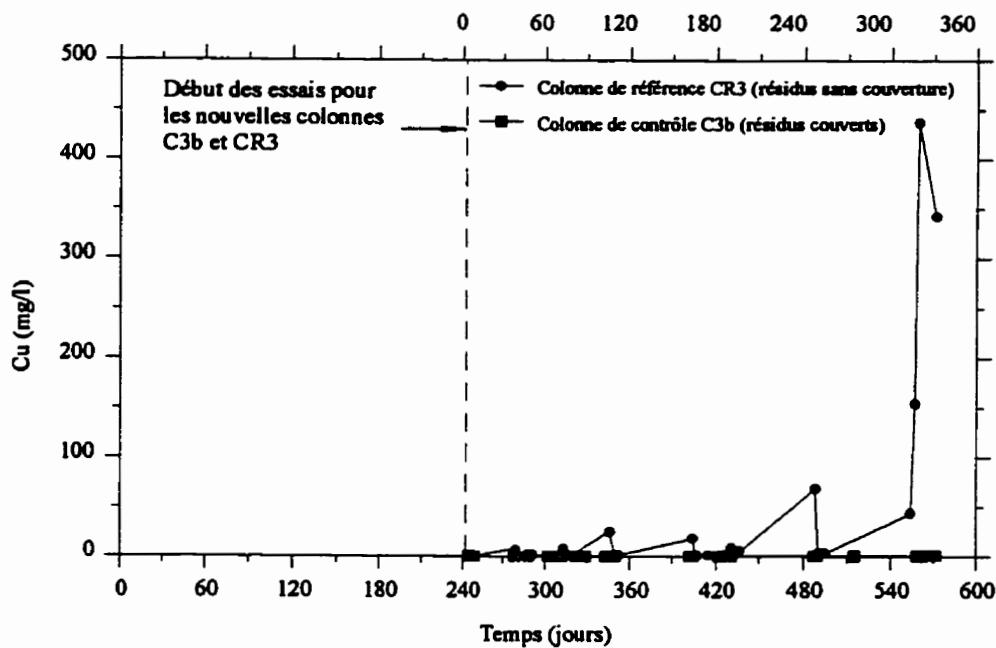


Figure A3.28 Comparaison des concentrations en cuivre pour les colonnes C3b et CR3

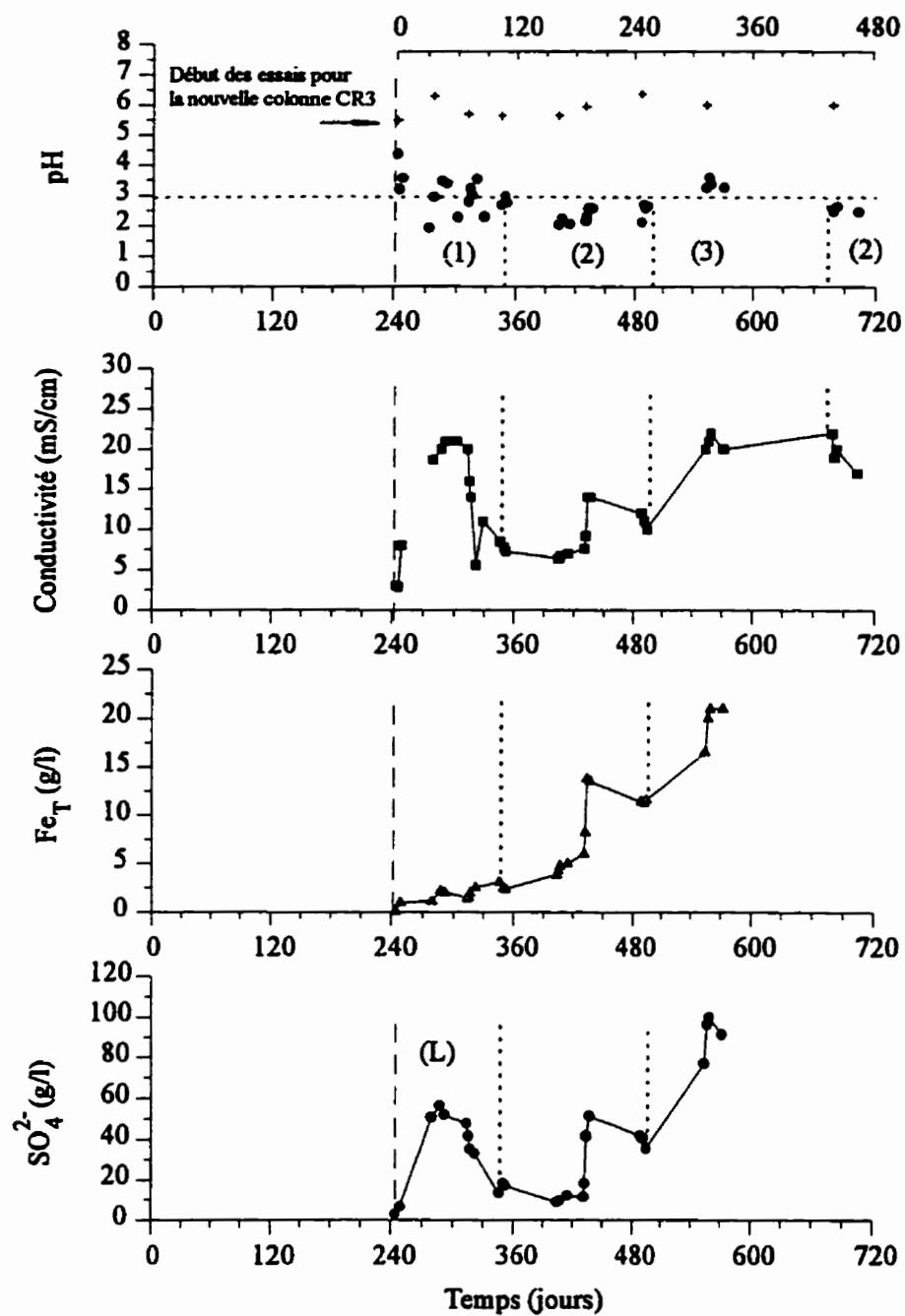


Figure A3.29 Colonne de référence CR3 (résidus sans couverture)

(1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite

(L) : premier largage dû à une oxydation antérieure

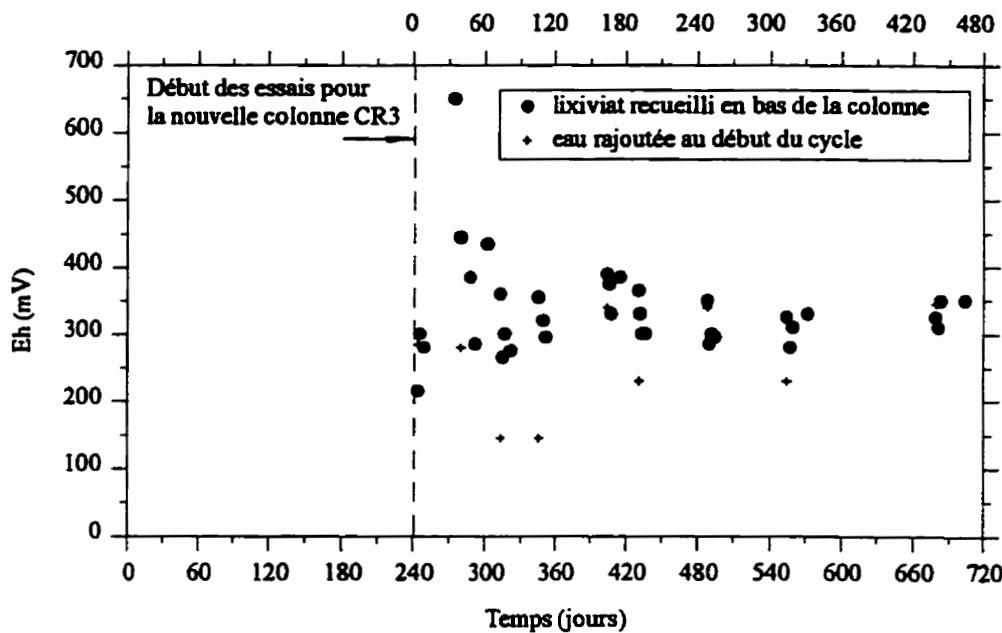


Figure A3.30 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR3)

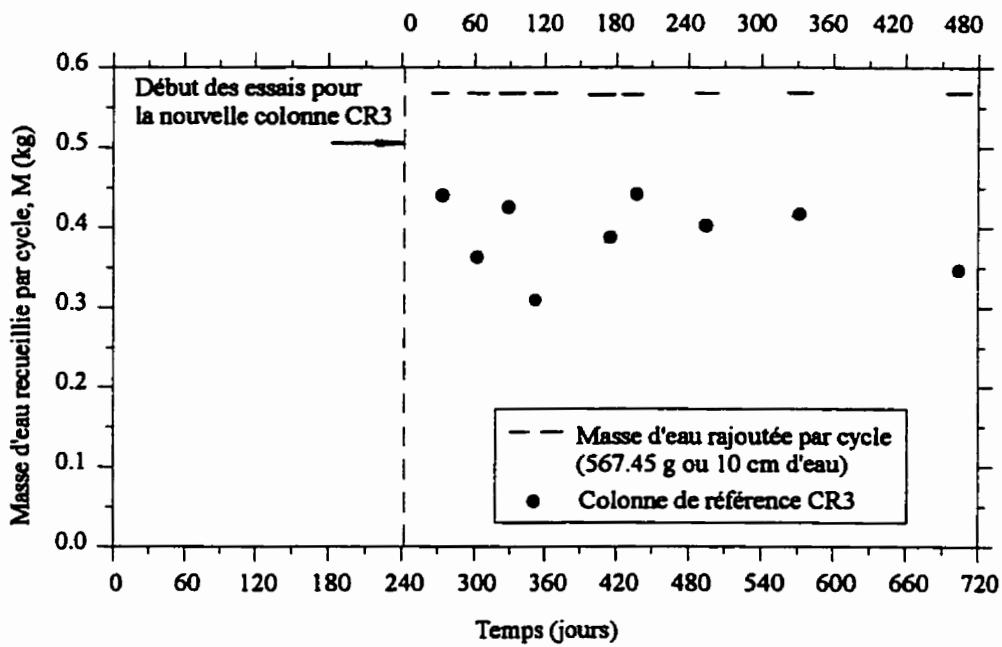


Figure A3.31 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base de la colonne CR3

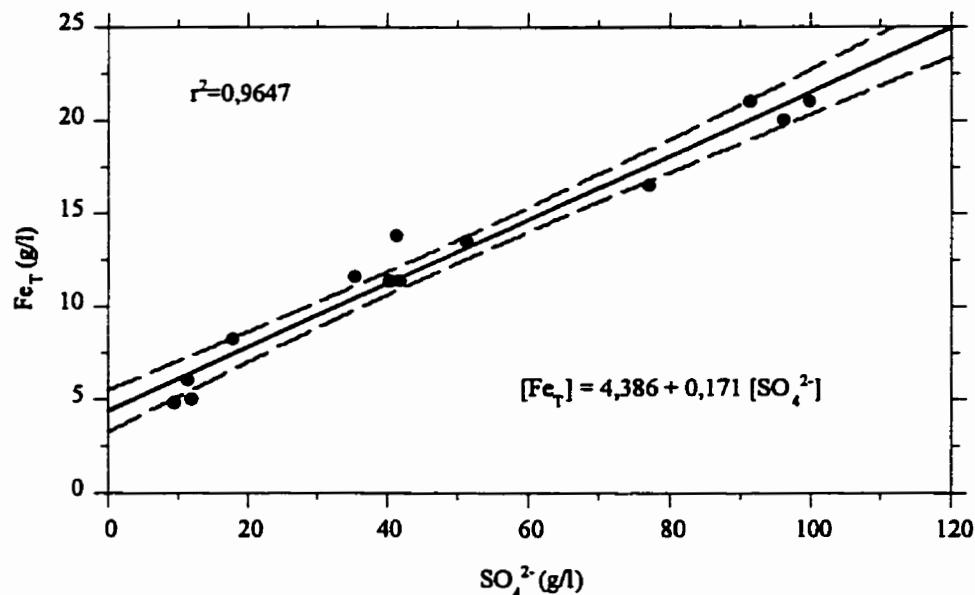


Figure A3.32 Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates
(colonne de référence CR3)

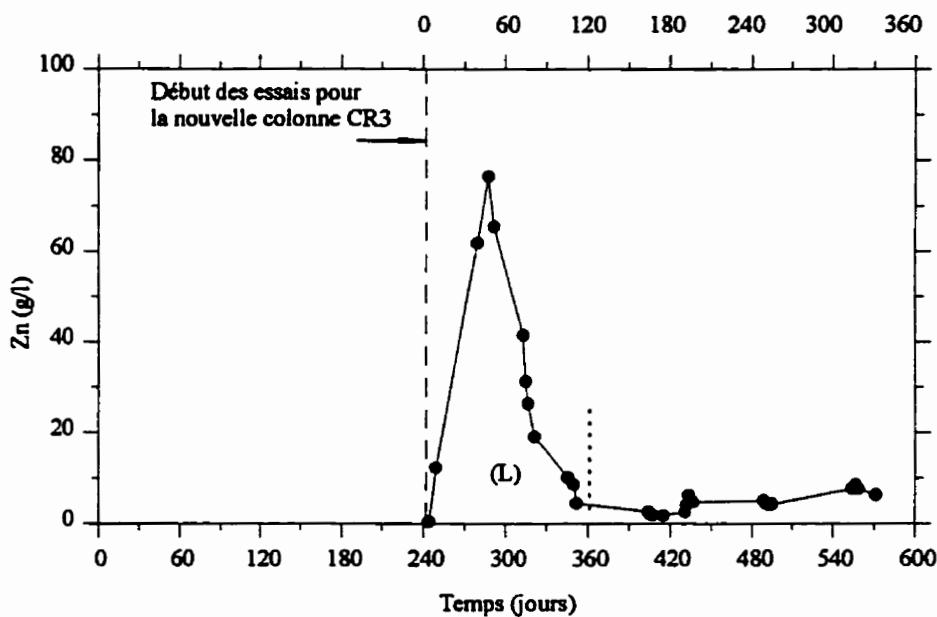


Figure A3.33 Teneurs en zinc en fonction du temps
(colonne de référence CR3)

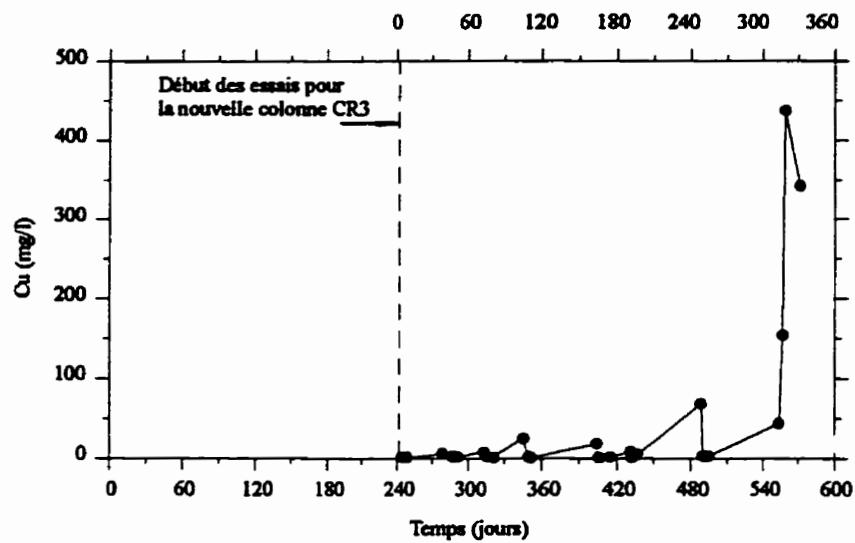
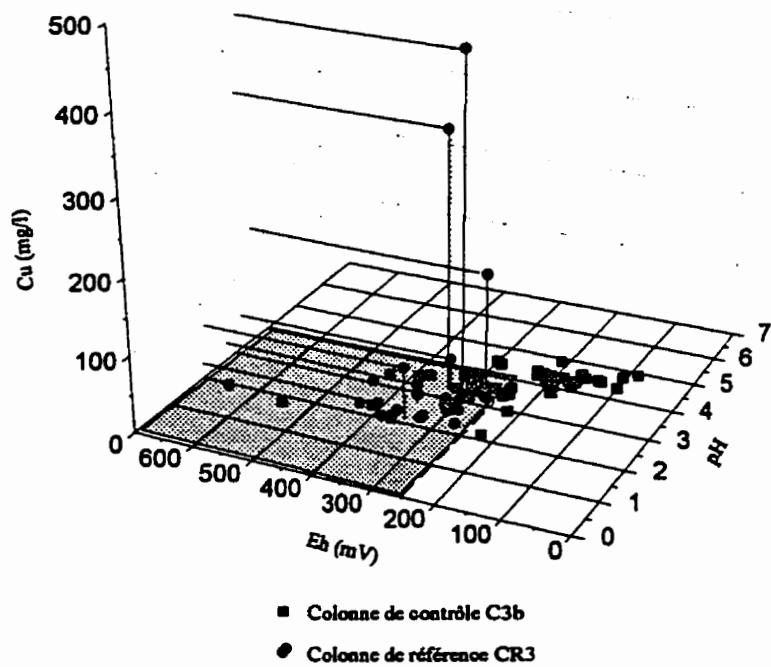


Figure A3.34 Teneurs en cuivre en fonction du temps (colonne de référence CR3)



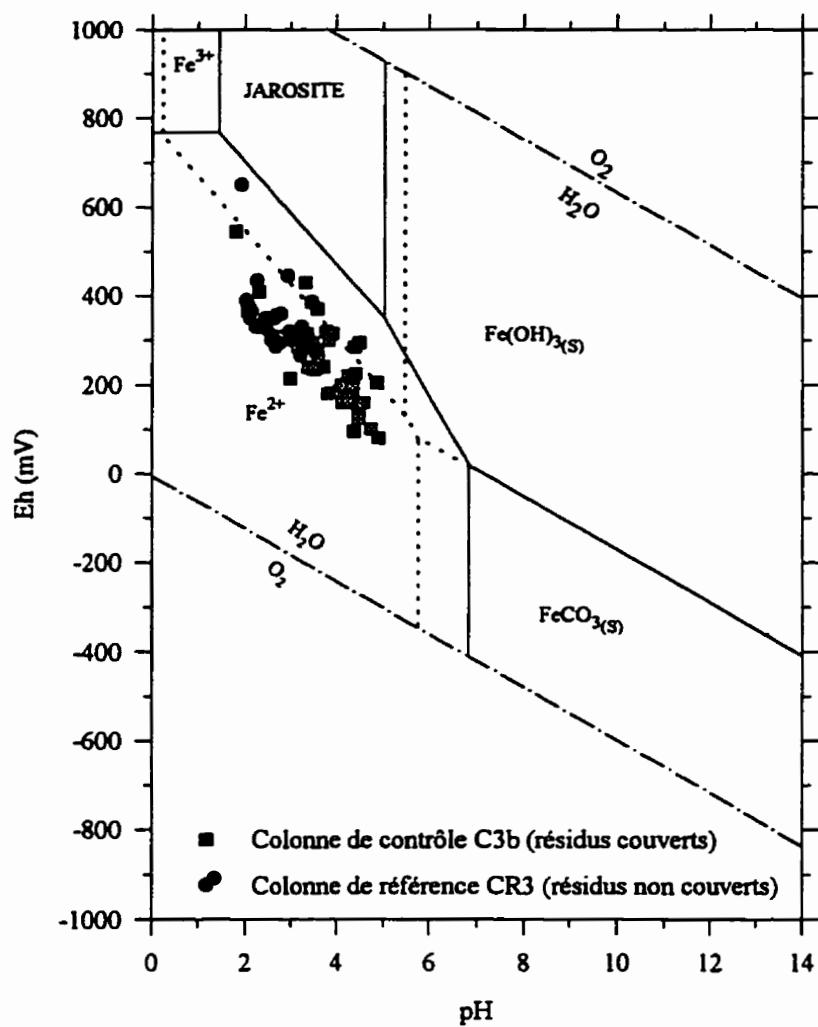


Figure A3.36 Résultats des essais en colonnes C3b et CR3 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10^{-4.05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1.79}, K=10^{-2.5}, SO₄=10^{-1.8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)

d) Colonnes de contrôle C4 et CD4

Contrairement aux autres colonnes de contrôle, les résidus (MB) constituant la couche capillaire des colonnes C4 et CD4 renferment un faible pourcentage de pyrite (3%). Les résultats obtenus pour ces deux colonnes sont montrés dans les figures (A3.37) à (A3.41). On retrouve exactement la même tendance que pour les colonnes de référence CR1, CR2 et CR3 (résidus réactifs (SC) sans couverture). Après le premier cycle, lorsque la couche de sable supérieure s'est désaturée par drainage et évaporation, une forte odeur de soufre s'est dégagée des colonnes C4 et CD4 indiquant qu'une réaction d'oxydation est en cours dans ces colonnes. Le pH du lixiviat, qui était 6 au départ, a chuté brusquement après le 3^{ème} cycle pour atteindre la valeur 3 au bout de 105 jours et descendre ensuite en dessous de 2 après 225 jours d'expériences (figure A3.37). Nous avons constaté aussi que les sondes RDT qui ne répondaient pas au départ, à cause de la présence de la pyrite dans les résidus MB, ont commencé à donner de bonnes mesures des teneurs en eau après ce dégagement d'odeur de soufre. Ces sondes sont localisées dans la partie superficielle de la couche capillaire, à 10 cm de sa surface.

Comme pour les colonnes de référence, on note une baisse de la quantité d'eau recueillie par cycle à la sortie des colonnes de contrôle C4 et CD4 (figure A3.39). Cependant, cette diminution est beaucoup plus forte que pour les colonnes de référence. Ceci est probablement dû à l'effet de barrière capillaire qui se rajoute à celui de l'oxydation des résidus MB (matériaux de la couche capillaire) pour réduire fortement l'écoulement à travers la couche capillaire. Ainsi, la quantité d'eau rajoutée demeure longtemps en surface sous l'effet de l'évaporation.

La figure (A3.41) représente le diagramme Eh-pH pour les deux colonnes C4 et CD4. les valeurs Eh-pH suivent étroitement la ligne limite Fe²⁺/jarosite, comme pour les colonnes de référence (résidus sans couverture). On note même une intrusion plus prononcée dans le domaine de la jarosite pour ces deux colonnes.

Il est intéressant aussi de noter que les deux colonnes (C4 et sa double CD4) se comportent exactement de la même manière. Il en était de même pour les autres colonnes de contrôle et leurs doubles, ainsi que les colonnes de référence. Ceci confirme, entre autre, la bonne reproductibilité des phénomènes physico-chimiques concernés.

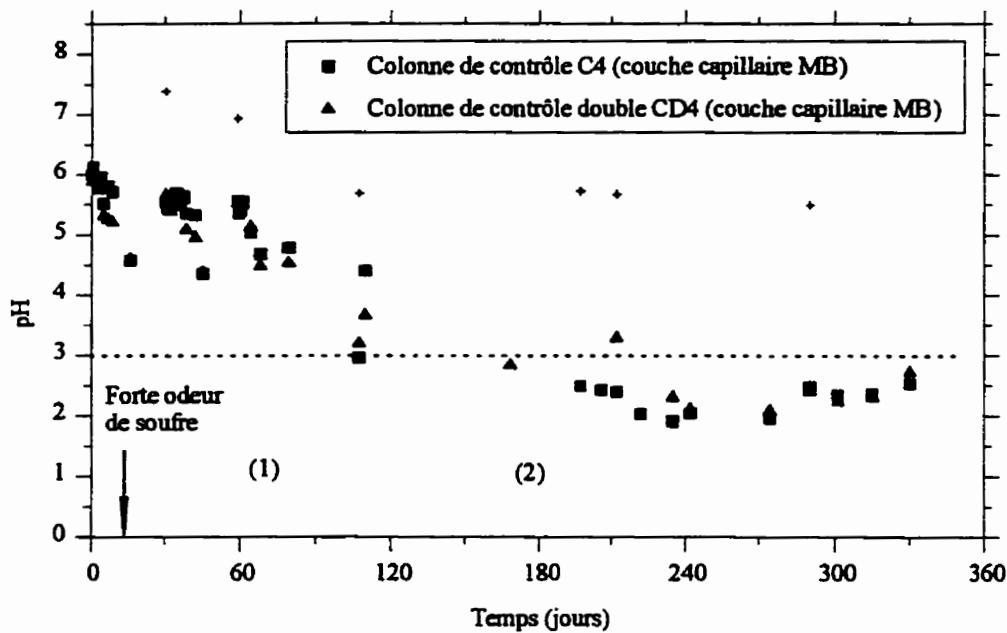


Figure A3.37 pH du lixiviat en fonction du temps (colonnes C4 et CD4)

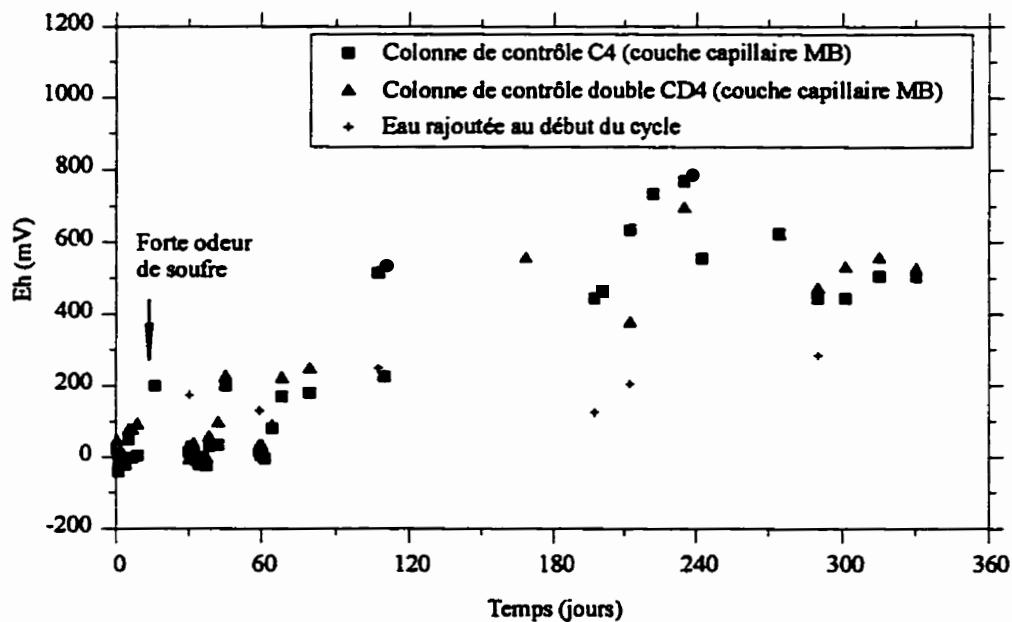


Figure A3.38 Eh du lixiviat en fonction du temps (colonnes C4 et CD4)

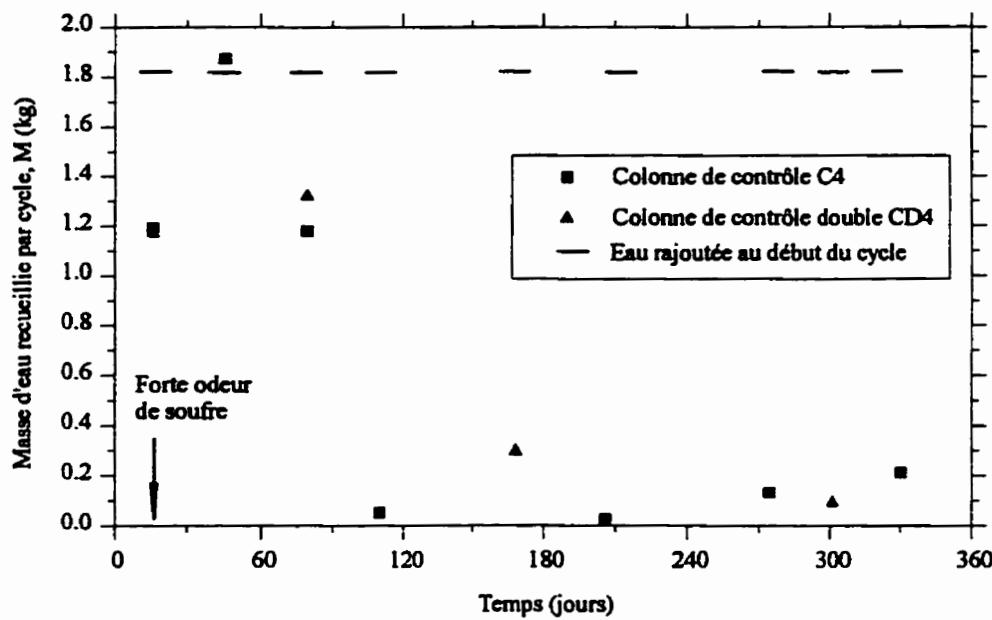


Figure A3.39 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base des colonnes C4 et CD4

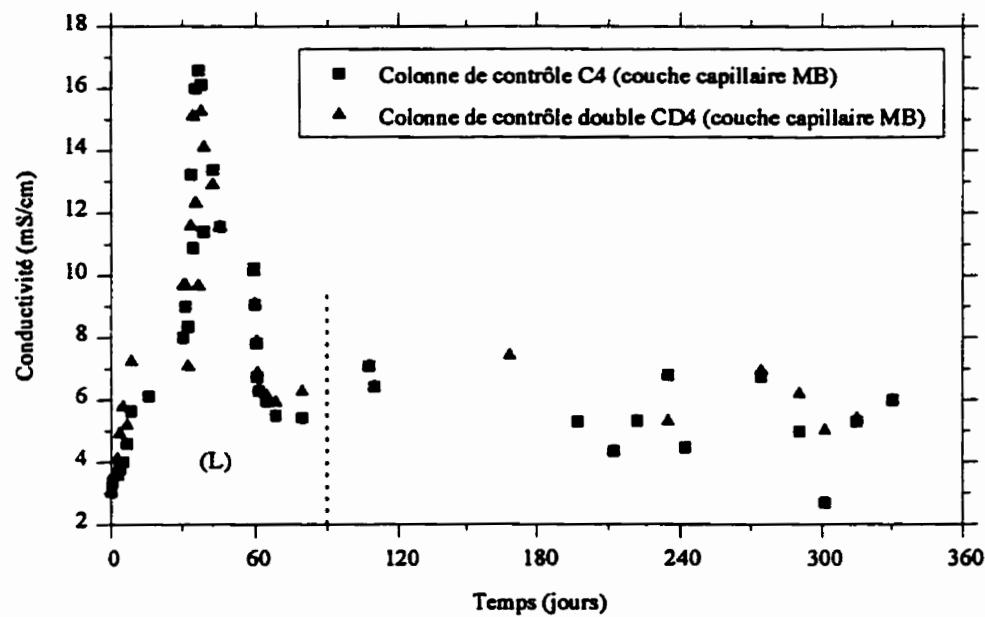


Figure A3.40 Conductivité du lixiviat en fonction du temps
(colonnes C4 et CD4)

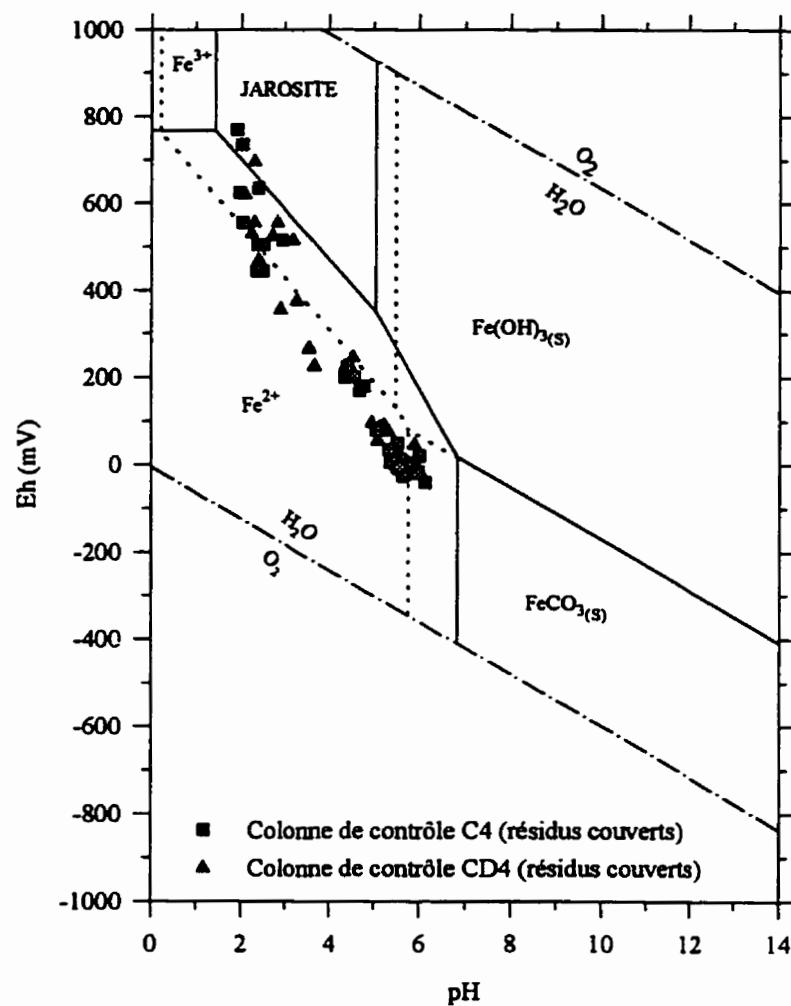


Figure A3.41 Résultats des essais en colonnes C4 et CD4 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10^{-4,05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻²; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1,79}, K=10^{-2,5}, SO₄=10^{-1,8} (d'après Dubrovsky et al., 1984)

ANNEXE IV : DONNÉES DES EXPÉRIENCES

La disquette qui accompagne cette thèse contient les données des essais en colonne. Les données sont enregistrées avec l'extension « .prn ». Elles peuvent être importées directement par tout logiciel de traitement de données, tel que EXCEL, LOTUS, QUATTRO PRO, etc. Les fichiers qui contiennent ces données sont les suivants :

- COLONNE DE DRAINAGE (répertoire « coldrain »):

- drain1 Colonne de drainage (1^{er} essai) : Profils de teneurs en eau
- qs-hcum1 Colonne de drainage (1^{er} essai) : Masse d'eau drainée
- q-hevap1 Colonne de drainage (1^{er} essai) : Hauteur d'eau évaporée
- drain2 Colonne de drainage (2ème essai) : Profils de teneurs en eau
- drain2p Colonne de drainage (2ème essai) : Profils de pression
- qs-hcum2 Colonne de drainage (2ème essai) : Masse d'eau drainée
- q-hevap2 Colonne de drainage (2ème essai) : Hauteur d'eau évaporée

- COLONNES DE CONTRÔLE ET DE RÉFÉRENCE (répertoire « colcont »):

- clsw-t Colonne de contrôle C1
Couche capillaire : résidus bevcon (BE)
- clph-t Colonne de contrôle C1
Couche capillaire : résidus bevcon (BE)
- clch-t Colonne de contrôle C1
Couche capillaire : résidus bevcon (BE)
- cd1ph-t Colonne de contrôle double CD1
Couche capillaire : résidus bevcon (BE)
- cd1ch-t Colonne de contrôle double CD1
Couche capillaire : résidus bevcon (BE)
- c2ph-t Colonne de contrôle C2
Couche capillaire : résidus sigma (SI)

■ c2ch-t	Colonne de contrôle C2 Couche capillaire : résidus sigma (SI)
■ cd2ph-t	Colonne de contrôle double CD2 Couche capillaire : résidus sigma (SI)
■ c3ph-t	Colonne de contrôle C3 Couche capillaire : résidus senator (SE)
■ cd3ph-t	Colonne de contrôle double CD3 Couche capillaire : résidus senator (SE)
■ c3bph-t	Colonne de contrôle C3b Couche capillaire : résidus senator (SE)
■ c3bch-t	Colonne de contrôle C3b Couche capillaire : résidus senator (SE)
■ c4ph-t	Colonne de contrôle C4 Couche capillaire : résidus manitou-barvu (MB)
■ cd4ph-t	Colonne de contrôle double CD4 Couche capillaire : résidus manitou-barvu (MB)
■ cr1ph-t	Colonne de référence CR1 Résidus sulfureux non couverts : Solbec-Cupra (SC)
■ cr1ch-t	Colonne de référence CR1 Résidus sulfureux non couverts : Solbec-Cupra (SC)
■ cr2ph-t	Colonne de référence CR2 Résidus sulfureux non couverts : Solbec-Cupra (SC)
■ cr2ch-t	Colonne de référence CR2 Résidus sulfureux non couverts : Solbec-Cupra (SC)
■ cr3ph-t	Colonne de référence CR3 Résidus sulfureux non couverts : Solbec-Cupra (SC)
■ cr3ch-t	Colonne de référence CR3 Résidus sulfureux non couverts : Solbec-Cupra (SC)

Une disquette accompagne cette thèse de doctorat.

Toute personne intéressée à se la procurer doit contacter :

École Polytechnique de Montréal

Service de fourniture de documents

B.P. 6079, Succursale Centre-Ville

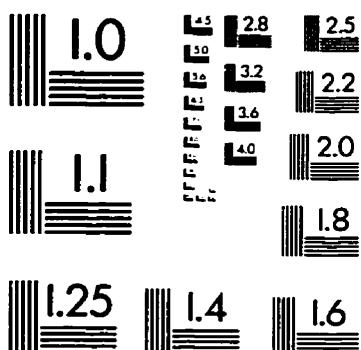
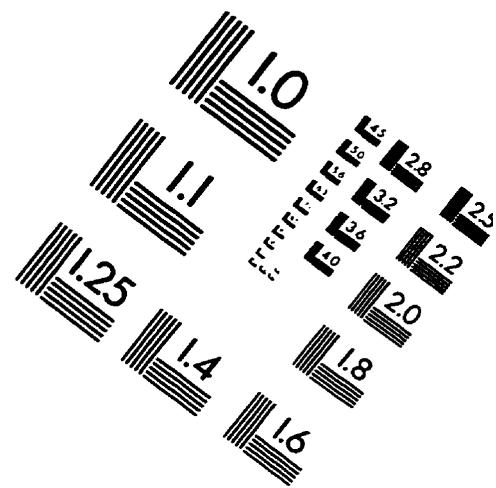
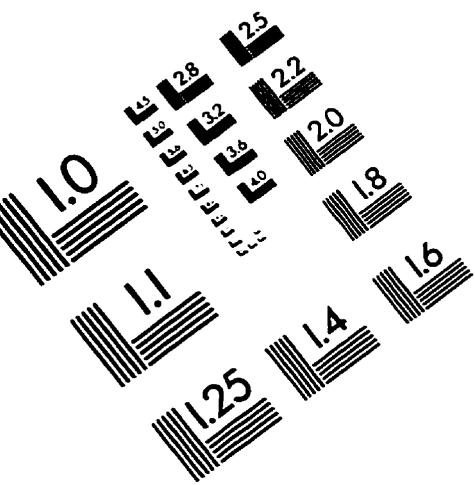
Montréal, Québec H3C 3A7

Canada

Tél. : (514) 340-4846

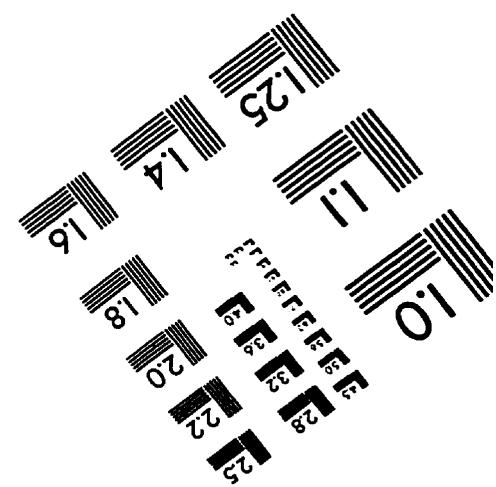
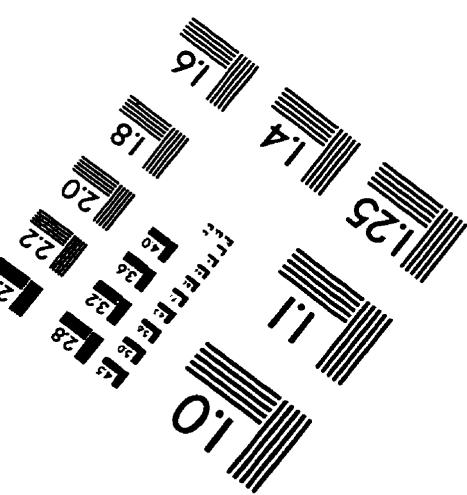
Télécopieur : (514) 340-4026

IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)



150mm

6"



APPLIED IMAGE, Inc.
1653 East Main Street
Rochester, NY 14609 USA
Phone: 716/482-0300
Fax: 716/288-5989

© 1993, Applied Image, Inc., All Rights Reserved